

Evaluación multidimensional de alternativas de manejo leñero de matorrales en Río Negro, Argentina

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias Agropecuarias*

Matias Guillermo Goldenberg
Ingeniero Agrónomo - UBA - 2014

Lugar de trabajo: Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y
Desarrollo Rural (IRNAD). Universidad Nacional de Río Negro (UNRN)



FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Lucas A. Garibaldi

Ing. Agr. (UBA)

Dr. Ciencias Agropecuarias (UBA)

Co-director

Juan H. Gowda

MSc. Forestry (SLU)

PhD. Forestry in Animal Ecology (SLU)

Consejero de Estudios

Mariano M. Amoroso

Ing. Agr. (UBA)

PhD. Forest Science (University of British Columbia)

JURADO DE TESIS

JURADO

Guillermo J. Martínez-Pastur

Ing. For. (UNLP)

Dr. Ciencias Agropecuarias (UNS)

JURADO

Tomas M. Schlichter

Ing. Agr (UBA)

Dr. Ciencias Forestales (University of Göttingen)

JURADO

Marcos Texeira

Lic. Biol. (Universidad de la Republica)

Dr. Ciencias Agropecuarias (UBA)

Fecha de defensa de la tesis: 8 de Mayo de 2020

AGRADECIMIENTOS

A mi comité consejero, Lucas Garibaldi, Juan Gowda y Mariano Amoroso.

A Facundo Oddi por su ayuda durante todo este proceso.

A mi familia y amigos.

Al CONICET por la oportunidad de realizar un doctorado.

A la UNRN por darme un lugar de trabajo.

DECLARACIÓN

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Matias G. Goldenberg

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL.....	v
PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS.....	viii
ÍNDICE DE CUADROS.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
ÍNDICE DE FOTOS	xv
Resumen.....	xvi
Abstract	xviii
Capítulo 1. Introducción general.....	1
1.1. Introducción general.....	2
1.2. Objetivo general	10
1.3. Objetivos específicos.....	10
1.4. Área de estudio y experimento de largo plazo.	12
1.4.1. Tratamientos de cosecha de leña	16
Capítulo 2. Efecto de la tasa de descuento sobre la priorización de alternativas de manejo	17
2.1. Introducción	18
2.2. Materiales y métodos.....	22
2.3. Resultados	29
2.4. Discusión	33
2.5. Conclusiones particulares.....	38
Capítulo 3. Efectos de la intensidad de cosecha en la producción de biomasa de rebrotes del matorral	40
3.1. Introducción.....	41
3.2. Materiales y métodos.....	43
3.2.1. Medidas de campo y laboratorio.....	43
3.2.2. Análisis estadístico	46

3.3. Resultados	48
3.3.1. Ecuaciones de volumen	48
3.3.2. Producción de biomasa	50
3.4. Discusión	55
3.4.1. Crecimiento de volumen de planta y componentes de biomasa.	55
3.4.2. Producción media anual de biomasa.....	57
3.5. Conclusiones particulares	59
Capítulo 4. Características energéticas de la leña y ecuaciones de biomasa de las especies forestales dominantes ²	61
4.1. Introducción.....	62
4.2. Materiales y métodos.....	64
4.2.1. Muestreo de campo	64
4.2.2. Análisis de laboratorio	65
4.2.3. Análisis estadístico	68
4.2.4. Estimaciones de stock de biomasa y bioenergía.....	69
4.3. Resultados	70
4.3.1. Ecuaciones de biomasa	71
4.3.2. Caracterización energética de las maderas	72
4.3.3. Estimaciones de stock de biomasa y bioenergía.....	74
4.4. Discusión	75
4.4.1. Ecuaciones de biomasa	75
4.4.2. Caracterización energética de las maderas	76
4.4.3. Estimaciones de stock de biomasa y bioenergía.....	79
4.5. Conclusiones particulares	80
Capítulo 5. Efectos de la intensidad de aprovechamiento sobre la biodiversidad y servicios ecosistémicos	82
5.1. Introducción.....	83
5.2. Materiales y métodos.....	86
5.2.1. Marco de servicios ecosistémicos.....	86

5.2.2. Muestreo de campo	87
5.2.3. Análisis estadístico.	90
5.3. Resultados	90
5.3.1. Biodiversidad	90
5.3.2. Protección contra incendios	93
5.3.3. Formación y protección del suelo.	95
5.4. Discusión	97
5.4.1. Biodiversidad	97
5.4.2. Protección contra incendios	100
5.4.3. Formación y protección del suelo.	102
5.5. Conclusiones particulares	103
Capítulo 6. Síntesis y discusión general.....	105
6.1. Síntesis de los principales resultados	106
6.2. Integración y discusión de los principales resultados.....	108
6.3. Implicancias para el manejo de los matorrales.....	114
6.4. Implicancias generales.....	114
6.5. Futuros estudios.....	116
Bibliografía	117
Apéndice	139
Capítulo 3	139
Capítulo 5	145

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

Capítulo 2

Goldenberg M.G., Gowda J.H., Casas C., Garibaldi L.A. 2018. Efecto de la tasa de descuento sobre la priorización de alternativas de manejo del matorral Norpatagónico argentino. *Bosque*, 39: 217-226, DOI: 10.4067/S0717-92002018000200217.

Capítulo 4

Goldenberg M.G., Cardoso Y.A., Oddi F.J. Garibaldi L.A. En prensa. Fuelwood energy characteristics and biomass equations of the dominant species of northern Patagonia shrublands. *Southern Forests*.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.1. Caracterización de los tres sitios	15
Cuadro 2.1. Descripción y supuestos de las cinco alternativas de manejo analizadas.....	25
Cuadro 2.2. Precios de los productos en playa de acopio del predio. (Fuentes: MAGyP, http://patagoniaandinaforestal.blogspot.com.ar/p/precios.html , consultado en Julio de 2014 y consultas con prestadores de servicios forestales)	26
Cuadro 2.3. Costos incluidos en los flujos de fondos (Fuentes: MAGyP, http://patagoniaandinaforestal.blogspot.com.ar/p/precios.html , consultado en Julio de 2014, experimento en El Foyel y consultas con prestadores de servicios forestales) ...	27
Cuadro 2.4. Comparación de VAN y VES a lo largo del gradiente de tasas de descuento analizadas. En sombreado las alternativas más atractivas para cada tasa de descuento. Cosecha 33% (1), 50% (2) y 100% (3); mixto <i>A. chilensis</i> (4) y transformación a <i>P. ponderosa</i> (5)	32
Cuadro 3.1. Componentes de la biomasa. IMA = Incremento medio anual	48
Cuadro A3.1. Descripción de la estructura remanente de las parcelas para los tres sitios (alta, media y baja calidad) después de la intervención, incluidas las parcelas de control (es decir, sin cosecha) en cada sitio. * valor de $p < 0,05$, ** valor de $p < 0,01$, después de la prueba ANOVA, $\alpha = 0,05$ para el efecto cosecha en cada parámetro de la estructural del matorral.....	139
Cuadro A3.2. Importancia relativa de cada parámetro (que suma los "pesos de Akaike" sobre todos los modelos, incluida la variable explicativa) en el modelo completo. Cosecha = tratamiento como una variable continua, Cosecha ² = cuadrado de tratamiento como una variable continua, Sitio = factor con tres niveles	140

Cuadro A3.3. Coeficientes de efecto fijo a partir de modelos mínimos adecuados después de la inferencia multi-modelo. El guión indica todos los parámetros que no se incluyeron en el modelo AIC seleccionado (función de clasificación AIC). Cosecha = tratamiento como variable continua, Sitio = nivel de calidad del sitio con tres niveles. <i>N. antarctica</i> fue la única especie presente en el sitio de calidad baja	141
Cuadro A3.4. Matriz de correlación para las dimensiones de los tallos, número de tallos por tocón y volumen de la planta	142
Cuadro 4.1. Valores medios de DB, Altura, número de tallos por planta y número de plantas rebrotando en parcelas con 50% de intensidad de cosecha para los sitios de alta, media y baja calidad.....	70
Cuadro 4.2. Estimaciones de los parámetros de energía para las diferentes especies \pm desviación estándar. Para todos los parámetros hubo un efecto significativo de las especies bajo la prueba F del ANOVA ($\alpha = 0.05$). Las letras iguales no representan diferencias según una prueba de Tukey a posteriori ($p \leq 0.05$). CC: contenido de cenizas; VCS: valor calorífico superior; VCI: valor calorífico inferior; DE: densidad de energía; IVL: índice de valor de leña	74
Cuadro 4.3. Cálculo del stock de biomasa y bioenergía a partir de rebrotes de entre 3 y 4 años en tres matorrales contrastantes. Se obtuvo el stock de biomasa multiplicando el peso seco del tallo estimados (Figura 4.1) por el número promedio de tallos por planta y densidad de plantas (Cuadro 4.1). El stock de bioenergía se obtuvo multiplicando VCI por el stock de biomasa.....	73
Cuadro 5.1. Biodiversidad, categorías de SE e indicadores (proxys) utilizados en este capítulo.....	87
Cuadro A5.1. Coeficientes de efecto fijo a partir de modelos mínimos adecuados después de la inferencia multi-modelo. En sombreado todos los parámetros que no se incluyeron	

en el modelo AIC seleccionado (función de clasificación AIC). El guion (-) indica que no evalué el predictor específico (fila) para el indicador (columna). Cosecha = tratamiento como variable continua. Cosecha2 = tratamiento al cuadrado. Primavera = temporada como factor con dos niveles, Año2 = año como factor con dos niveles. Prod = nivel de calidad del sitio con tres niveles145

Cuadro A5.2. Coeficientes de efecto fijo a partir de modelos mínimos adecuados después de la inferencia multi-modelo. En sombreado, todos los parámetros que no se incluyeron en el modelo AIC seleccionado (función de clasificación AIC). El guión indica que no evalué el predictor específico (fila) para el indicador (columna). Cosecha = tratamiento como variable continua. Cosecha2 = tratamiento al cuadrado. Fecha = fecha de muestreo a fines del verano como factor con cuatro niveles. Prod = nivel de calidad del sitio con tres niveles146

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Mapa conceptual de la lógica y conceptos abarcados en la tesis. Las líneas rellenas son efectos explorados en los capítulos y las líneas punteadas son efectos mencionados en el Capítulo 6.....	12
Figura 1.2. Tres sitios experimentales (triángulos rojos) empleados en esta tesis a lo largo de la provincia de Río Negro (Argentina). La distribución de los matorrales está en verde oscuro y los bosques altos en verde claro.....	14
Figura 2.1. Distribución de ingresos (A) y egresos (B) a lo largo del horizonte de planificación para las cinco alternativas bajo análisis: cosecha 33 % (1), 50 % (2) y 100 % (3); mixto <i>A. chilensis</i> (4) y transformación a <i>P. ponderosa</i> (5). El horizonte de planificación varía entre alternativas (cuadro 1) y por ello complementé el análisis con el cálculo del VES [2].....	31
Figura 2.2. Efecto de la tasa de descuento sobre el valor actual neto (VAN) para las cinco alternativas de manejo bajo análisis: cosecha 33 % (1), 50 % (2) y 100 % (3); mixto <i>chilensis</i> (4) y transformación a <i>P. ponderosa</i> (5). Las flechas indican las tasas de indiferencia de 2,9 % y 4,5 %.....	33
Figura 3.1. Valores observados versus predichos del volumen del tallo que muestran la bondad de ajuste de las ecuaciones de volumen desarrolladas para los rebrotes de cinco especies nativas del norte de la Patagonia. El modelo seleccionado para cada especie se ve en su grafico correspondiente. El volumen de tallo (V_t) se predijo en función de los términos lineales y cuadráticos del diámetro basal del tallo (DB) y la altura (A). (*) Se utilizó la función <i>VarPower</i> para modelar varianzas heterogéneas.....	49
Figura 3.2. Incremento medio anual de biomasa del volumen de planta bajo un gradiente de intensidad de cosecha para cinco especies nativas de matorrales del norte de la	

Patagonia en tres sitios contrastantes (alta, media y baja calidad).....	53
--	----

Figura 3.3. Incremento medio anual del volumen de biomasa por hectárea bajo un gradiente de intensidad de cosecha para tres sitios contrastantes (alta, media y baja calidad) en Patagonia norte.....	54
--	----

Figura A3.1. Diagramas de caja para diferentes componentes de productividad de biomasa que compara especies en cada sitio donde estaban presentes, incluidos todos los tratamientos de cosecha. A: sitio de alta calidad; M: sitio de media calidad; B: sitio de baja calidad.....	143
---	-----

Figura 4.1. Valores observados versus predichos del peso del tallo que muestran la bondad de ajuste de las ecuaciones de biomasa desarrolladas para los rebrotes de cinco especies nativas del norte de la Patagonia. El modelo seleccionado para cada especie se da en cada gráfico. Se predijo el peso seco del tallo en función de los términos lineales y cuadráticos del diámetro basal del tallo (DB) y la altura (A). En todos los casos, se usó la función <i>VarPower()</i> para modelar varianzas heterogéneas.....	72
--	----

Figura 5.1. Efecto de la intensidad de cosecha en el índice de Shannon para tres sitios (alta, media y baja calidad) en dos años y estaciones diferentes.....	93
--	----

Figura 5.2. Efecto de la intensidad de cosecha en el contenido de humedad del combustible vivo (HCV) de <i>N. antarctica</i> para los tres sitios (alta, media y baja calidad), incluidos los dos veranos analizados.....	95
--	----

Figura 5.3. Efecto de la intensidad de cosecha en la cobertura de la hojarasca en los tres sitios (alta, media y baja calidad) en dos años y estaciones diferentes.....	97
--	----

Figura A5.1. Efecto de la intensidad de cosecha en cobertura vegetal para tres sitios (alta, media y baja calidad) en dos años y estaciones diferentes.....	147
--	-----

Figura A5.2. Efecto de la intensidad de cosecha en la riqueza de especies para tres sitios (alta, media y baja calidad) en dos años y estaciones diferentes.....	148
Figura A5.3. Efecto de la intensidad de cosecha en la continuidad horizontal del combustible para tres sitios (alta, media y baja calidad).....	149
Figura A5.4. Efecto de la intensidad de cosecha en HCV para muestras mixtas para los tres sitios (alta, media y baja calidad), incluidas las cuatro fechas de verano analizadas.	150
Figura A5.5. Efecto de la intensidad de cosecha sobre la cobertura aérea total para los tres sitios (alta, media y baja calidad)	151
Figura 6.1. Modelo conceptual propuesto. A diferencia del resto de la tesis aquí se representa la productividad del sitio en el eje x. Utilicé solo algunos indicadores para este esquema (Índice de Shannon, cobertura hojarasca, continuidad de combustible y atractivo económico). La línea punteada representa un ejemplo de umbrales específicos para cada indicador y relativo al valor de las parcelas control.....	115

ÍNDICE DE FOTOS

Foto 1.1. A) Faja de intervención, se realizaron seis por parcela, variando el ancho entre parcelas. B) vista panorámica de la leña acopiada y cubicada para una parcela.....	16
Foto 3.1. Planta elegida para estimación de volumen.....	44
Foto 3.2. Medición de diámetro en la base del tallo	44
Foto 3.3. Rebrotos en laboratorio para análisis	45
Foto 4.1. Rodajas de fuste recolectadas	64
Foto 4.2. Preparación de material para análisis	66
Foto 4.3. Determinación de cenizas, material dentro de las cápsulas.....	67
Foto 5.1. Recolección de hojas para determinación de humedad.....	89

Resumen

Evaluación multidimensional de alternativas de manejo leñero de matorrales en

Río Negro

El manejo sostenible de los recursos naturales es uno de los mayores desafíos que enfrenta actualmente la humanidad. El manejo forestal para producción de biomasa para energía está adquiriendo relevancia global, pero enfrenta el desafío de desarrollarse asegurando el mantenimiento de las estructuras y funciones que el bosque provee a través de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. El objetivo general de esta tesis fue estudiar alternativas de manejo de matorrales para la producción de combustibles leñosos desde diferentes dimensiones. Para ello, se evaluó el efecto de cuatro intensidades de cosecha de leña en tres matorrales en calidades de sitio contrastantes sobre aspectos económicos, productivos (biomasa), energéticos y ambientales ubicados a lo largo de Río Negro, Argentina. En este experimento, luego de las intervenciones, se midieron distintas variables relacionadas con las dimensiones mencionadas. Se encontró que el sistema de valuación tradicional económico-financiero posicionó a la extracción de leña de alta intensidad como la mejor alternativa. A la vez, el aumento en la intensidad de cosecha favoreció la producción de biomasa de rebrotes. Esta respuesta fue consistente entre los sitios de alta y media calidad, pero conservadora en el sitio de baja calidad. Energéticamente, las maderas analizadas fueron comparables o mejores (por ejemplo, densidad energética) que los observados en otras especies leñosas comúnmente utilizadas como combustibles. El aumento de la intensidad de cosecha disminuyó la diversidad de plantas en el sitio de baja calidad, tuvo una respuesta intermedia en el sitio de media calidad y aumentó la diversidad en el sitio de alta calidad. Con respecto al servicio ecosistémico de protección contra incendios, la cosecha redujo la continuidad del

combustible, pero también redujo, en menor medida, el contenido de humedad del combustible vivo en los tres sitios. Dos variables relacionadas con el servicio ecosistémico de formación y protección del suelo (cobertura de hojarasca y cobertura aérea del suelo) disminuyeron con la intensidad de cosecha en los tres sitios. Al evaluar los aspectos económicos, productivos, energéticos y ambientales se concluye que manejar el matorral de Patagonia norte con fines leñeros y potencialmente con otros formatos dendroenergéticos, es factible tanto proveer bioenergía como asegurar la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, esta factibilidad dependerá de la calidad de sitio y las preferencias de los tomadores de decisiones.

Palabras clave: múltiples dimensiones, matorral, manejo, bioenergía

Abstract

Multidimensional evaluation of shrub-lands management alternatives for firewood production in Río Negro, Argentina

The sustainable management of natural resources is one of the greatest challenges facing humanity today. Forest management for biomass production for energy is becoming globally relevant, but it faces the challenge of being developed by ensuring the maintenance of the structures and functions that the forest provides through biodiversity and ecosystem services. The general objective of this thesis was to study shrubland management alternatives for the production of woody fuels from different dimensions. For this, the effect of four firewood harvesting intensities in three shrublands in contrasting site qualities on economic, productive (biomass), energy and environmental aspects were evaluated. The three sites were located along Río Negro, Argentina. In this experiment, after the interventions, different variables related to the mentioned dimensions were measured. It was found that the traditional economic-financial valuation system positioned the extraction of high intensity firewood as the best alternative. At the same time, the increase in harvesting intensity favored the production of regrowth biomass. This response was consistent between high and medium quality sites, but conservative on the low quality site. Energetically, the woods analyzed were comparable or better (for example, energy density) than those observed in other woody species commonly used as fuels. The increase in harvesting intensity decreased the diversity of plants at the low quality site, had an intermediate response at the medium quality site and increased diversity at the high quality site. With respect to the ecosystem service of fire protection, the harvest reduced the continuity of the fuel, but also reduced, to a lesser extent, the moisture content of the live fuel at all three sites. Two variables related to the

ecosystem service of soil formation and protection (litter cover and aerial soil cover) decreased with harvesting intensity at all three sites. When evaluating the economic, productive, energetic and environmental aspects, it is concluded that managing the North Patagonia shrublands for energy purposes and potentially with other energy-efficient formats, it is feasible both to provide bioenergy and to ensure biodiversity and the provision of ecosystem services. However, this feasibility will depend on the quality of the site and the preferences of the decision makers.

Keywords: multiple dimensions, shrubland, management, bioenergy

Capítulo 1. Introducción general

1.1. Introducción general

Los bosques, a nivel mundial, juegan un papel importante en la mitigación de los efectos del cambio climático ya que son uno de los principales sumideros de carbono atmosférico al fijarlo en forma de biomasa (contienen el 77% de la biomasa viva de la superficie terrestre, FAO 2012) la cual puede ser utilizada como combustible renovable, como madera y otros materiales para sustituir combustibles fósiles (Karvonen et al. 2017). Las políticas de mitigación del cambio climático priorizan el uso de combustibles leñosos para sustituir combustibles fósiles, ya que liberan aproximadamente el 60% del dióxido de carbono que liberan los de origen fósil para producir la misma cantidad de energía (Wibe 2012, Kallio et al. 2013). Además de ayudar a mitigar los efectos del cambio climático, la utilización de biomasa para energía está relacionada con la calidad de vida de poblaciones rurales en países en vías de desarrollo. En este sentido, más de un tercio de la población mundial depende de biomasa para cocinar y/o calefacción (Lal y Singh 2000) y más del 50% de la madera que se usa mundialmente tiene fines energéticos (FAO 2012). Sin embargo, en muchos países es incierto aún cómo manejar los bosques para la provisión sostenible de bienes de mercado en general y biocombustibles en particular, así como de los servicios ecosistémicos asociados a los mismos.

La pérdida de bosques nativos y sus servicios asociados, es un problema a nivel mundial (Steffan-Dewenter et al. 2007, FAO 2012). Esta pérdida está generalmente asociada a la baja rentabilidad directa o falta de conocimiento del manejo del bosque nativo en relación a otros usos del suelo como por ejemplo la agricultura, ganadería y forestación con especies exóticas. Es así como se da una relación de compromiso entre rentabilidad a corto plazo (lógica de mercado) y las funciones del ecosistema (Foley et al. 2005, Nelson et al. 2009).

El manejo de bosques multi-específicos templados y montes bajos o matorrales de clima mediterráneo ha sido un tema poco estudiado (Zhao et al. 2004) debido a que históricamente se ha favorecido las forestaciones con coníferas de fácil manejo y rápido crecimiento en su remplazo (Spiecker 2003, Pérez-Deversa et al. 2008). El aumento en la demanda de energía renovable como la que proviene de biomasa revaloriza comunidades forestales del tipo monte bajo o matorral de clima templado considerados históricamente como de bajo valor económico (González-González et al. 2017) ya que no compiten con áreas destinadas a la producción de los alimentos (Gomiero et al. 2010). De esta manera la dimensión económica es importante para asegurar la sostenibilidad y determinar las limitaciones del manejo forestal orientado a la producción de biocombustibles y servicios ecosistémicos.

Los tipos forestales de matorral tienen propiedades interesantes para la producción de energía y la biomasa derivada de estos ecosistemas está ganando importancia en distintas regiones del mundo (González-González et al. 2017). De hecho, este tipo de bosque tiene el potencial para complementar la biomasa derivada de las cortas finales y tratamientos intermedios de las plantaciones de especies de rápido crecimiento (Karp y Shield 2014). Sin embargo, el manejo de matorrales es uno de los temas menos estudiados en las ciencias forestales y, por lo tanto, la información local referida al manejo y crecimiento se vuelve relevante para lograr una producción sostenible de biocombustibles sólidos de estas comunidades leñosas nativas (Avohou et al. 2010).

Además, un aspecto clave del manejo orientado a la producción de biomasa para energía es la caracterización de la biomasa (Hilbert 2013). Uno de los problemas comunes asociados al desarrollo de la dendroenergía (energía derivada de biomasa forestal) es la falta de información acerca de las propiedades energéticas del recurso forestal (Hilbert 2013). En general, la madera utilizada se caracteriza por una baja densidad energética.

Estos aspectos son claves ya que, transportar un recurso forestal de baja densidad hasta centros de consumo distantes, demanda un alto costo de energía (cubierto en general por combustibles fósiles), lo cual debería considerarse en el análisis de producción y la eficiencia energética. Por lo tanto, la generación de información básica sobre la cantidad y la calidad energética de la biomasa leñosa de matorrales es otra dimensión importante para diseñar esquemas de manejo orientados hacia la energía (Singh y Khanduja 1984).

El desafío es aún mayor considerando la creciente preocupación por los efectos del cambio climático ha impulsado una revalorización de los bosques nativos multi-específicos como fuente no sólo de productos madereros y energéticos sino de los diversos servicios ecosistémicos que brindan al ser humano (Daily 1997, MEA 2005, IPBES 2019). Para cubrir dicha demanda energética la sociedad exige sistemas forestales que sean sostenibles y brinden mayores servicios ecosistémicos siendo los bosques naturales mixtos (es decir, más de una especie leñosa dominante) los mayores proveedores de dichos servicios (Lindenmayer et al. 2012). En este sentido, el manejo debería promover o mantener la multi-especificidad del bosque (Spiecker 2003). De este modo, se presenta el desafío de desarrollar propuestas de manejo que aseguren el retorno económico del productor y la provisión sostenible de productos y servicios a la sociedad (Franklin et al. 2002, Chauchard et al. 2008, FAO 2012).

El concepto de "servicios ecosistémicos" (MEA 2005) surge de la necesidad de vincular explícitamente los ecosistemas a las necesidades humanas (Daily 1997, Potschin y Haines-Young, 2011, Balvanera et al. 2012). Estos servicios se definen como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (MEA 2005). Desde esta visión, la naturaleza es considerada un activo a ser valorado ya que su degradación tiene costos implícitos pagados por la sociedad y por lo tanto debe ser tomada en cuenta en la toma de decisiones (Daily et al. 2009). De esta forma, desde el punto de vista de la planificación

es inadecuado plantearse maximizar la producción de bienes con valor de mercado en detrimento de lo que ocurre con otros servicios ecosistémicos (Elmqvist et al. 2011). Por ejemplo, para abastecer el mercado energético a partir de biomasa vegetal el manejo no debe ignorar los servicios ecosistémicos que permitan el desarrollo sostenido, como ha ocurrido en las metas planteadas a nivel Europeo (Elmqvist et al. 2011).

Los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos y la biodiversidad (que sostiene los servicios ecosistémicos a través del rol funcional de los seres vivos (MEA 2005)) debido al manejo son a menudo difíciles de predecir porque el funcionamiento de los ecosistemas y la provisión de servicios pueden responder de maneras diferente y con frecuencia de forma no lineal a una misma intervención (Steffan-Dewenter et al. 2007, Bennett et al. 2009, Carpenter et al. 2009) e interactuar con las condiciones abióticas del sitio considerado (Huston 2014). Si bien el tema de SE ha sido popular en la investigación ecológica y hay ejemplos valiosos (por ejemplo, Martinez-Pastur et al. 2016, 2017, Peri et al. 2017) las pruebas experimentales de las relaciones entre el manejo forestal y los SE múltiples son aún poco frecuentes (de Groot et al. 2010), especialmente en América del Sur (Balvanera et al. 2012).

El manejo forestal históricamente orientado a mejorar los servicios ecosistémicos de provisión (por ejemplo, producción de madera de calidad) puede tener efectos negativos en los servicios de regulación y mantenimiento, como la formación y protección del suelo (de Groot et al. 2010, Cimon-Morin et al. 2013, Biber et al. 2015). Esta relación de compromiso genera externalidades que no se incorporan cuando la toma de decisiones se basa en análisis financieros centrados en los productos. Por otro lado, podría haber escenarios ganar-ganar, considerando que algunas intervenciones pueden, por ejemplo, mejorar la diversidad del sotobosque y la riqueza de especies como ha sido demostrado en forestaciones (Battles et al. 2001).

Un servicio ecosistémico que recientemente se ha incorporado al listado de servicios es el de protección contra incendios (Haines-Young y Potschin 2018) que a la vez está vinculado a la regulación de riesgos de eventos extremos (Según NCP's Diaz et al. 2018). Este servicio es interesante en el marco del manejo de biomasa para energía ya que, la cosecha de biomasa es una práctica efectiva para reducir la carga de combustible, pero a la vez puede modificar las condiciones ambientales y las características de los combustibles y de esta manera modificar la probabilidad de propagación de incendios y sus consecuencias negativas en la salud humana, la seguridad y los medios de vida (Regos et al. 2016, Sil et al. 2019). Este servicio ecosistémico es especialmente importante en un escenario de cambio climático donde se espera que las temperaturas aumenten (Halofsky et al. 2017).

Otro servicio ecosistémico que ha sido poco explorado, en relación con el manejo para biomasa y energía, es el de formación y protección del suelo (Según NCP's Diaz et al. 2018) vinculado a la formación y mantenimiento a largo plazo de la estructura del suelo y procesos por plantas y organismos del suelo. Incluye la protección física del suelo y el suministro de materia orgánica y nutrientes por los restos de vegetación ya que son procesos que subyacen a la fertilidad continua de los suelos de importancia para los humanos (por ejemplo, descomposición y ciclo de nutrientes) (Según NCP's Diaz et al. 2018). Debido a que es esperable que la producción de detritos y la cobertura del suelo cambien con la intervención forestal el servicio ecosistémico de formación y protección de suelo podría verse afectado (Jandl et al. 2007).

Contexto local

La pérdida de bosques nativos como consecuencia de su remplazo por forestaciones de coníferas también se ha dado en Patagonia norte en menor escala. Dicho remplazo se ha observado principalmente en matorrales considerados de bajo valor económico y bosques de ciprés de la cordillera (Laclau 1997). Hoy en día, la legislación prohíbe el remplazo de la mayoría de los matorrales por especies exóticas ya que se busca promover los servicios ecosistémicos que brinda el bosque (Ley Nacional 26.331 y Ley Provincial 4.552 de Río Negro) y los matorrales son importantes en este aspecto, ya que pueden ser los bosques de mayor diversidad vegetal de la región (Speziale et al. 2010). Además, su distribución está muy asociada a los centros urbanos de la zona (Gowda 2013) ocupando aproximadamente 130000 hectáreas en la provincia (CIEFAP y MAYDS 2016, Oddi et al. 2019).

Los matorrales son sistemas forestales interesantes para estudiar ya que su potencial productivo ha sido poco explorado (Reque et al. 2007). Estos ecosistemas forestales se encuadran mayoritariamente en la provincia fitogeográfica subantártica (distrito del bosque semi-caducifolio) definido por Cabrera (1976) y se desarrollan en una franja de accidentada topografía a ambos lados de la Cordillera de Los Andes (latitudes 37° S a 55° S) (Reque et al. 2007). Estos matorrales pueden ser puros de ñire (*Nothofagus antarctica* (Forst.) Oerst.), o matorral mixto donde otras especies arbóreas acompañan al ñire, como el radial (*Lomatia hirsuta* (Lam.) Diels ex J.F. Macbr.), laura (*Schinus patagonicus* (Phil.) I. M. Johnst. ex Cabrera) y retamo (*Diospyros juncea* (Gillies ex Hook.) Miers) (Gyenger et al. 2009), y en menor medida también pueden estar presentes el maitén (*Maytenus boaria* (Mol.)), palo piche (*Fabiana imbricata* Ruiz et Pavón), notro (*Embothrium coccineum* J. R. Forst. et G. Forst.) y chacay (*Discaria chacaye* (G. Don)

Tortosa). Ambos tipos ocupan, fundamentalmente, fondos de valles y laderas bajas hasta los 1.200 m s.n.m. (Reque et al. 2007).

Las especies leñosas que componen los matorrales tienen estructuras reproductivas (por ejemplo, lignotubérculos) que les permiten sobrevivir a los incendios cuando estos no son de gran severidad, rebrotando rápidamente (Tiribelli et al. 2018). Los matorrales mixtos, en la fase de iniciación post-incendio, forman un rodal multi-específico dominado por las especies mencionadas anteriormente. En ausencia de disturbios se observa un aumento en el número de individuos de *Austrocedrus chilensis* ((D. Don) Pic. Serm. y Bizarri, Cupressaceae), ciprés de la cordillera) de lento crecimiento (Veblen y Lorenz 1987, 1988) que puede llegar a dominar el rodal con el tiempo (Veblen y Lorenz 1987, 1988, Nuñez et al. 2009). No obstante, la conversión hacia un bosque o comunidad dominada por ciprés de la cordillera, muchas veces no se cumple, ya que los matorrales son las comunidades más pirófilas de los bosques andinos patagónicos y esta dinámica suele ser interrumpida por la ocurrencia de incendios (Mermoz et al. 2005, Morales et al. 2015). Además, esta característica representa un peligro para la seguridad de los pobladores, ya que los matorrales son las comunidades más cercanas a rutas y centros urbanos (de Torres Curth et al. 2012)

La legislación vigente en referencia al manejo sostenible de bosques (Ley Nacional 26.331 y Ley Provincial 4.552 Río Negro) establece que la mayoría de los matorrales no pueden ser remplazados por forestaciones de especies exóticas y deben ser manejados sosteniblemente (SAyDS 2010). No obstante, el manejo destinado a la obtención de productos comercializables es uno de los temas menos estudiados en los bosques de Patagonia Norte (Gobbi 2007, Reque et al. 2007, Grosfled et al. 2019). Debido a que el matorral es la comunidad forestal más cercana a rutas y centros urbanos y que es la comunidad más factible de manejo según el marco regulatorio (Gowda 2013), el

manejo leñero del matorral podría ser una alternativa de manejo con objetivos productivos interesantes ya que las especies que lo componen son heliófilas, en su mayoría rebrotantes con buena capacidad de regeneración (Raffaele y Veblen 1998, Veblen et al. 2003) lo que permitiría una rápida recuperación luego de la intervención.

Sí bien hay algunos estudios que reportan que la extracción de biomasa para energía de otros matorrales de clima templado puede ser económicamente atractiva (Hernández-Rodríguez et al. 2016), no hay antecedentes de análisis económicos en matorrales de Patagonia Norte que reflejen el valor del servicio de provisión de leña en comparación con otros usos forestales (**Capítulo 2**). El manejo leñero podría ser atractivo económicamente dado que al ser dominados por especies rebrotantes no sería necesario realizar grandes inversiones silvícolas (ej. Navarro Cárcamo et al. 2010) (**Capítulo 2**). Por otro lado, si bien estos matorrales tienen un gran potencial productivo, no hay información de la respuesta en crecimiento del matorral ante intensidades crecientes de cosecha (Reque et al. 2007) (**Capítulo 3**). Además, la leña de matorral posee un alto valor de mercado si se la compara con la proveniente de raleos pre-comerciales de plantaciones de *P. ponderosa* (Capítulo 2) debido a su mayor densidad, a pesar de que dicha leña no está caracterizada por parámetros que definan su calidad como combustible (**Capítulo 4**).

Entendiendo que es importante incorporar aspectos ambientales en las decisiones de manejo, en esta tesis se propone estudiar el efecto que distintas intensidades de extracción leñera (es decir, aumento en el servicio de provisión de leña) tienen en la biodiversidad y provisión de dos servicios ecosistémicos e indicadores asociados a los mismos (**Capítulo 5**). Se considera que la biodiversidad, la protección contra incendios y la formación y protección del suelo podrían ser afectados por el manejo leñero del matorral (**Capítulo 5**), resultando en relaciones de compromiso entre la rentabilidad (por ejemplo, venta de leña), la biodiversidad y la provisión de los otros dos servicios

ecosistémicos. De esta manera, podrían evidenciarse relaciones no lineales entre la sustentabilidad del sistema e intensidad de uso del bosque (Steffan-Dewenter et al. 2007) **(Capítulo 5).**

1.2. Objetivo general

El **objetivo general** de esta tesis es estudiar alternativas de manejo de matorrales para la producción de combustibles leñosos desde múltiples dimensiones.

1.3. Objetivos específicos

A continuación, describo los **objetivos específicos** de la tesis y las preguntas de investigación que se desprenden de éstos, organizados según capítulos:

Capítulo 2. Evaluar la factibilidad económica financiera de manejar el matorral para leña y compararlo con otras alternativas de uso forestal mediante un análisis *ex ante*.

Preguntas: *¿Es atractiva económicamente la extracción de leña frente a otras alternativas forestales? ¿Cuál es la intensidad de cosecha más conveniente en términos económico-financieros? ¿Qué rol juega la tasa de descuento de los proyectos al comparar alternativas de uso forestal del matorral?*

Capítulo 3. Evaluar el efecto de distintas intensidades de cosecha sobre el crecimiento y producción de biomasa leñosa.

Preguntas: *¿Afecta la intensidad de cosecha la producción de biomasa de rebrotes por individuo y por hectárea? ¿Cuáles son las especies que más biomasa producen? ¿Cómo son estas respuestas entre distintas calidades de sitio?*

Capítulo 4. Evaluar las características energéticas de las principales especies del matorral

Preguntas: *¿Qué especies son las de mayor poder calórico? ¿Cuál es el contenido de cenizas? ¿Cuál es la calidad de leña del matorral? ¿Cuáles son las mejores especies en estos términos?*

Capítulo 5. Evaluar el efecto de la intensidad de cosecha sobre la biodiversidad, y la provisión de dos servicios ecosistémicos: protección contra incendios y formación y protección del suelo.

Preguntas: *¿Afecta la intensidad de cosecha a la biodiversidad, la protección contra incendios y la formación y protección del suelo? ¿Cómo varía cada una de las respuestas en función de la calidad de sitio?*

Finalmente, el **Capítulo 6** presenta una discusión integradora de los aspectos locales y conceptuales más importantes de esta tesis. En la Figura 1.1 se muestran de forma esquemática los capítulos y como están relacionados.

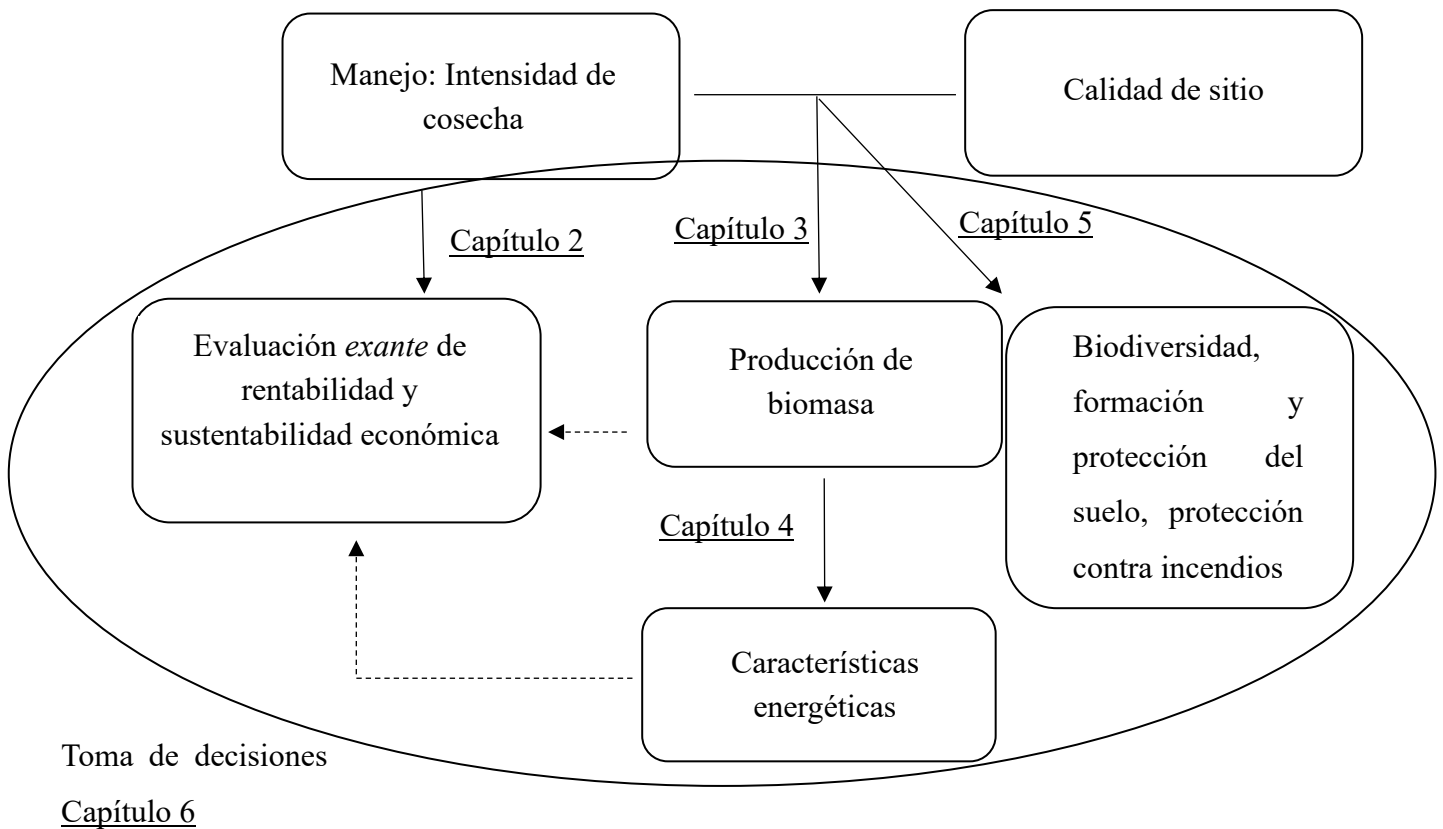


Figura 1.1. Mapa conceptual de la lógica y conceptos abarcados en la tesis. Las líneas rellenas son efectos explorados en los capítulos y las líneas punteadas son efectos mencionados en el Capítulo 6.

1.4. Área de estudio y experimento de largo plazo.

La región del norte de la Patagonia Argentina tiene un clima de tipo mediterráneo (Keeley et al. 2011) y la precipitación del área de estudio varía de 700 a 1200 mm año⁻¹ a lo largo de la distribución de los matorrales. Las temperaturas medias anuales oscilan entre 7 °C y 9 °C, con una temperatura máxima promedio anual de 15 °C y una temperatura mínima de 1.5 °C. La humedad relativa anual es del 65% y la temperatura de rocío anual es de 2 °C. Las heladas están presentes aproximadamente 120 días al año, pero la presencia de heladas es mayor en los fondos de los valles (Chauchard et al. 2015).

Esta tesis se desarrolló sobre la base de un experimento de largo plazo en la región cordillerana de la provincia de Río Negro, Argentina. El experimento consta de tres sitios con condiciones ambientales contrastantes en la provincia (Figura 1.2). La elección de

éstos se basó en la exposición del sitio, uno de los principales factores ambientales que impulsan la fisonomía de los matorrales en esta región. En las laderas con exposición al sur, los suelos son más profundos, tienen mayor desarrollo y mayor retención de humedad que las laderas del norte, donde los suelos son más secos porque están expuestos a los vientos dominantes del noroeste y las sequías intensas de verano (Chauchard et al. 2015). En consecuencia, la calidad de sitio está determinada por la posición en el paisaje: los rodales en sitios de exposición del sur son más productivos que los del norte, pero ambos son más productivos que los rodales en sitios del fondo del valle donde las condiciones ambientales limitan la productividad de biomasa debido a la acumulación de aire frío (Tejera y Davel 2004). Por lo tanto, un sitio está ubicado en una pendiente de orientación sur (sitio de alta calidad), otro en una pendiente de orientación norte (sitio de media calidad) y el otro en un fondo de un valle (sitio de baja calidad) (Figura 1.2).

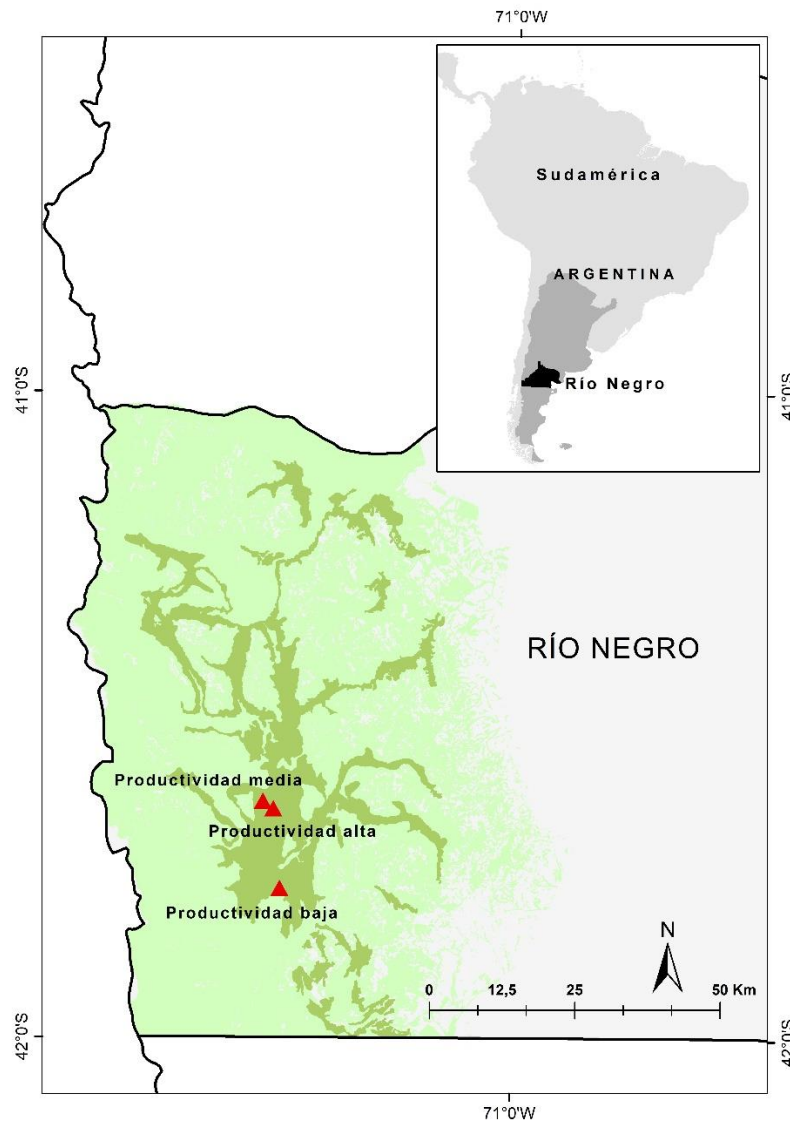


Figura 1.2. Tres sitios experimentales (triángulos rojos) empleados en esta tesis a lo largo de la provincia de Río Negro (Argentina). La distribución de los matorrales está en verde oscuro y los bosques altos en verde claro.

La vegetación está dominada por matorrales mixtos de *N. antarctica* en los rodales de alta y media calidad de sitio: *Schinus patagonicus*, *Lomatia hirsuta*, *Diostea juncea* y *Embothrium coccineum* codominan el rodal, y por rodal puro de *N. antarctica* en el sitio de baja calidad (Cuadro 1.1); la única especie leñosa presente en los tres rodales es *N. antarctica*. En el sitio de alta calidad la temperatura de verano es menor, mientras que la mayor temperatura estival se registra en el sitio de baja calidad, donde las condiciones climáticas son más extremas a lo largo del año debido también a una menor precipitación anual. En los sitios de alta y media calidad, los suelos están dominados por el grupo de

Hapludantes, con color oscuro, textura arenosa, estructura perdida y presencia abundante de raíces. El sitio de media calidad tiene suelos menos profundos y presencia de rocas. Los grupos de Udivitrantes son dominantes en el sitio de baja calidad con color ocre, poca abundancia de raíces y menos profundidad del suelo. El Cuadro 1.1 resume las características de los tres sitios.

Cuadro 1.1. Caracterización de los tres sitios.

Variables de sitio y rodal	Calidad de sitio		
	Alta	Media	Baja
Orientación de pendiente	Sur	Norte	-
Posición topográfica	Ladera baja	Ladera baja	Fondo de valle
Elevación (m s.n.m.)	790	800	870
Temp. media anual (°C)	7,0	8,0	9,4
Temp. media verano (°C)	12,7	13,5	15,9
Temp. media invierno (°C)	2,5	2,7	2,3
Precipitación anual (mm)	1100	1100	950
Grupo de suelo	Hapludantes	Hapludantes	Udivitrantes
Profundidad de suelo (cm)	125	55	90
Carbono (%)	8	5,7	6,3
Nitrógeno (%)	0,5	0,3	0,4
Fósforo-Olsen (ug/g)	7,7	1,5	2
Edad del rodal (años)	~50	~50	~30
Densidad de pies (pies ha ⁻¹)	9847 ± 984	8554 ± 2250	37129 ± 500
<i>N. antarctica</i> altura dominante (m)	6,1 ± 1,20	3,4 ± 0,76	2,5 ± 0,10
Volumen de leña (m ³ ha ⁻¹) *	149,5 ± 56,0	77,7 ± 49,4	9,3 ± 4,4
IMA (m ³ ha ⁻¹ year ⁻¹) * ¹	3,6 ± 0,8 ^a	1,8 ± 0,8 ^b	0,4 ± 0,2 ^c
Composición de especies leñosas (%) * ²	<i>N. antarctica</i> (35) <i>L. hirsuta</i> (5) <i>S. patagonicus</i> (35) <i>D. juncea</i> (8) <i>E. coccineum</i> (18)	<i>N. antarctica</i> (33) <i>L. hirsuta</i> (16) <i>S. patagonicus</i> (28) <i>D. juncea</i> (13) <i>E. coccineum</i> (11)	<i>N. antarctica</i> (100)

* volumen estéreo medio para todas las intensidades de cosecha (30, 50, 70%) extrapolado a hectárea ± desviación estándar. * 1: incremento medio anual estimado considerando el volumen solido de leña en pie para todas las parcelas (n=18) y la edad de cada rodal (50 años en alta y media calidad y 30 años en baja calidad); las diferencias de productividad reflejan la calidad de los diferentes sitios (diferentes letras expresan diferencias significativas utilizando Tukey *a posteriori* de ANOVA (p <0.001)). *2: considerando únicamente las especies que tenían al momento de cosecha un diámetro basal mayor o igual a 4 cm y que estaban presentes en todas las parcelas.

1.4.1. Tratamientos de cosecha de leña

En cada sitio se establecieron ocho parcelas de 31,5 x 45 m. Entre 2013 y 2014, se cosecharon seis parcelas en seis franjas de ancho creciente (1,5, 2,5 y 3,5 m a lo largo) con las dos parcelas restantes sirviendo como controles, lo que resultó en 0%, 30%, 50% y 70% de remoción de área basal, respectivamente (Foto 1.1.A). Todos los pies fueron cosechados y los que tuvieron más de 4 cm de diámetro fueron clasificados como leña, dejando las ramas de menor diámetro y hojas en las fajas de intervención. Los pocos individuos de *A. chilensis* que estaban presentes no fueron cosechados. Se cubicó toda la leña (Cuadro 1.1, Foto 1.1B). Las estimaciones del incremento medio anual (incluidos todas las parcelas cosechadas) fueron estadísticamente diferentes entre los tres rodales lo que es una medida directa de la productividad de biomasa y refleja las diferentes calidades de sitio abarcadas por el experimento de largo plazo (Cuadro 1.1). La altura dominante de *N. antártica* también difirió entre rodales lo cual es un indicador de las diferentes de calidades de sitio (Gargaglione et al. 2010).



Foto 1.1. (A) Faja de intervención en el sitio de alta calidad, fueron seis fajas por parcela, variando el ancho entre parcelas de distinto tratamiento. (B) vista panorámica de la leña acopiada y cubicada para una parcela del sitio de alta calidad.

Capítulo 2. Efecto de la tasa de descuento sobre la priorización de alternativas de manejo ¹

¹ Este capítulo ha sido publicado en Bosque:

Goldenberg M.G., Gowda J.H., Casas C., Garibaldi L.A. 2018. Efecto de la tasa de descuento sobre la priorización de alternativas de manejo del matorral Norpatagónico argentino. *Bosque*, 39: 217-226, DOI: 10.4067/S0717-92002018000200217.

2.1. Introducción

El retorno económico es un componente importante de la sostenibilidad de proyectos de manejo forestal. La factibilidad económica de los proyectos de manejo se estima por lo general a través de indicadores financieros, en los cuales la tasa de descuento juega un rol fundamental (Price 1997). Este sistema de valuación por tasa de descuento refleja el costo de oportunidad de los recursos involucrados en un proyecto: tasas de descuento altas favorecen inversiones de corto plazo y alto riesgo, mientras que tasas bajas favorecen proyectos de mayor plazo y menor riesgo los cuales, en general, brindan mayores beneficios a la sociedad (Hepburn y Koundouri 2007). Si bien los flujos de fondos para analizar diferentes alternativas de manejo surgen de la experiencia y recolección de datos, el resultado financiero es determinado también por la tasa de descuento y el tiempo de evaluación de la inversión. La discusión sobre cuál es la tasa de descuento correcta para proyectos forestales está instalada hace muchos años y no está resuelta aún (Hepburn y Koundouri 2007). Por ejemplo, en países con economías estables del norte de Europa y América, las tasas aplicadas son menores que en países en vía de desarrollo debido a la mayor estabilidad política y económica y seguridad jurídica (menor riesgo país). Las diferencias no sólo se dan entre distintas regiones del mundo, sino que, además, las tendencias más recientes sugieren utilizar tasas decrecientes en proyectos forestales de largo plazo cuando se incluyan los beneficios sociales que trae aparejado el manejo del bosque, sobre todo cuando la inversión la realiza el Estado (Emerson 2003).

Las tasas de mercado son utilizadas para inversiones privadas mientras que las tasas sociales son utilizadas cuando las inversiones son realizadas por el Estado (Emerson 2003). Los proyectos forestales muchas veces comparten características comunes a ambos tipos de inversión lo que dificulta la definición de la tasa de descuento a utilizar.

Este aspecto es clave dado que las decisiones posteriores tienen impacto no sólo económico, sino social y ambiental para las generaciones actuales y futuras.

En este contexto, al comparar proyectos forestales es importante revisar los criterios inherentes a la tasa de descuento utilizada ya que será uno de los factores que determine el resultado del análisis y posterior toma de decisiones. En el norte de la Patagonia argentina no se han encontrado trabajos que analicen el efecto de la tasa de descuento sobre la priorización de alternativas de manejo forestal. Además, los trabajos que han incorporado evaluaciones de proyectos forestales han adoptado una o pocas tasas constantes para todas las alternativas bajo estudio (ej. Laclau 2002, Fernández et al. 2012, Chauchard et al. 2016).

El matorral Norpatagónico ocupa alrededor de 130000 hectáreas en la provincia de Río Negro (Argentina) (CIEFAP y MAyDS 2016, Oddi et al. 2019). Las especies del matorral tienen como principal estrategia de regeneración el rebrote, lo que les ha permitido tener una buena adaptación a los incendios naturales y antrópicos de la región (Kitzberger y Veblen 1999). Además, su madera tiene importante valor de mercado como leña por su alto poder calórico, característica que se refleja en un mayor precio si se las compara con la leña proveniente de raleos pre-comerciales de plantaciones de *Pinus spp.* Por estas características, el matorral mixto ha sido utilizado históricamente como monte leñero por los pobladores locales (Gowda et al. 2014).

Si bien hay antecedentes de clasificación y caracterización silvícola de matorrales mixtos (Reque et al. 2007) y se han desarrollado ecuaciones para estimar la biomasa aérea y volumen de fuste (Gyenge et al. 2009), hay pocos antecedentes acerca de la respuesta de crecimiento del matorral frente a diferentes escenarios silvícolas (Reque et al. 2007). Por otra parte, es desconocido el rendimiento leñero del matorral mixto bajo distintas

intensidades de aprovechamiento, y más aún la rentabilidad asociada a dicha actividad (Reque et al.2007).

En términos legislativos, el matorral mixto es la principal comunidad forestal de la provincia que debería manejarse de manera sostenible en términos económicos, sociales y ambientales en el marco que establece la Ley Provincial de Protección del Bosque Nativo (LP 4.552) (Gowda 2013). Esta Ley Provincial se enmarca en la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (LN 26.331), y prohíbe el remplazo de gran parte de los matorrales por plantaciones de exóticas, actividad anteriormente incentivada por distintas políticas. Frente a esta situación, para la toma de decisiones, es necesario determinar bajo qué tasas de descuento pueden ser económicamente atractivas distintas alternativas de manejo del matorral, contempladas en la legislación actual y compararlas con alternativas que, si bien hoy en día están restringidas, han sido históricamente utilizadas en la región.

Las plantaciones de especies exóticas como *Pinus ponderosa* (Douglas ex Loudon) presentan ventajas y desventajas cuando se incorporan aspectos económicos y ambientales a la toma de decisiones. Por ejemplo, para el cálculo de la rentabilidad resultan beneficiosas sus altas tasas de crecimiento que determinan menores plazos de cosecha de madera aserrable (Schlichter y Laclau 1998). No obstante, en estas plantaciones se observa una disminución de la distribución de la fauna nativa al limitar la oferta de refugio y alimento, sobre todo cuando la plantación se realiza a altas densidades (Rusch y Lantschner 2015). En particular se observa un impacto negativo sobre la vegetación nativa, diversidad de coleópteros y hormigas, abundancia y riqueza de aves y roedores y otros mamíferos herbívoros (Rusch y Lantschner 2015). Por el contrario, las plantaciones de especies nativas, como *A. chilensis*, tendrían rotaciones mayores dados sus menores crecimientos, pero son de especial interés al incorporar aspectos ambientales

a la toma de decisiones y aumentar el valor del bosque en el largo plazo (Garibaldi et al. 2016). De manera similar, el manejo leñero del matorral con esquemas de manejo de baja y media intensidad, aprovechando el rebrote de las especies y respetando los turnos de corta establecidos para mantener el recurso, podría ser una alternativa a su remplazo por forestaciones de coníferas exóticas, si se consideran diferentes aproximaciones en la toma de decisiones (ej. aspectos económicos, ambientales, sociales, etc.).

La normativa actual (LP 4.552) admite estas alternativas de manejo en los matorrales que cubren el 30% de las zonas clasificadas como de nivel medio de conservación (zonas de manejo sostenible) (Gowda 2013). Por otro lado, el remplazo del mismo por especies exóticas es una alternativa posible únicamente en las zonas clasificadas como de bajo valor de conservación (zonas de cambio en el uso de la tierra), de las cuales los matorrales son la principal comunidad vegetal (más del 42% del total). Cabe destacar que en las zonas de manejo sostenible se permiten las alternativas leñeras con cosechas parciales y manejos mixtos con enriquecimiento o forestación con nativas como *A. chilensis*.

La hipótesis de este capítulo es que el sistema de valuación por tasa de descuento favorece las alternativas de menor inversión inicial y/o menor tiempo de espera para la generación de ingresos, pero no necesariamente las que más aumentan el valor futuro del recurso forestal. Este trabajo propone que el aumento en las tasas de descuento beneficia el manejo leñero del matorral de alta intensidad de extracción dado que no requiere inversión inicial (aprovechamiento de recurso existente y que además rebrota) y se generan ingresos más tempranamente que en la transformación del matorral en plantación de *P. ponderosa* la cual requiere una menor inversión inicial y ciclos de espera inferiores al enriquecimiento con *A. chilensis*.

El objetivo de este capítulo es evaluar el efecto de la tasa de descuento sobre la conveniencia económico - financiera de cinco alternativas de manejo forestal: manejo leñero del matorral con tres intensidades distintas, transformación a forestación de *P. ponderosa*, y manejo leñero combinado con forestación de *A. chilensis*. El análisis es realizado para evaluar la potencialidad de los distintos esquemas, previo a la ejecución del proyecto (*ex ante*).

2.2. Materiales y métodos

Descripción de las alternativas de manejo analizadas. Se diseñaron cinco alternativas de manejo forestal del matorral. Tres alternativas exclusivamente leñeras con intensidades crecientes de cosecha, una alternativa de transformación del matorral a plantación de *P. ponderosa* y una alternativa mixta que contempló la plantación de *A. chilensis* y aprovechamientos intermedios de leña hasta el turno de corta de *A. chilensis*.

El volumen de leña cosechable para cada intensidad de cosecha se estimó a partir de parte de la información generada a través del experimento descrito en el capítulo anterior. Se utilizó solo la información correspondiente al sitio de alta calidad (1.4. Área de estudio y experimento permanente). Las alternativas de plantación se diseñaron y simulaban en función de información bibliográfica.

Supuestos del trabajo

Manejo leñero: Se diseñaron esquemas que se basaron en un sistema de aprovechamiento por fajas de los rebrotes. Además, se contemplaron ciclos regulares de cosecha que se perpetúan en el tiempo (Cuadro 2.1). Para ello se utilizó la tasa de

crecimiento estimada por Gyenge et al. (2008) sobre matorrales sin manejo en la misma zona del experimento (cuenca del río El Foyel). En dicho trabajo estimaron crecimientos promedio de $2.413 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de fuste que, utilizando una densidad promedio de leña sólida de 630 kg m^{-3} , se correspondió con un crecimiento anual de $3,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Como supuesto, se utilizó dicho valor como un estimador del incremento medio anual bruto – IMA ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de los rebrotes hasta su corta. En la alternativa 33% se intervendría un tercio del área basal del matorral cada 16 años, en la alternativa 50% la mitad del área basal cada 24 años y en la alternativa 100% una intervención (tala rasa) cada 47 años. Como un supuesto importante de este capítulo se consideró que en todos los casos el crecimiento promedio fue el mismo ya que el volumen bruto de producto (total de leña durante todo el ciclo) fue el mismo para todas las alternativas al igual que el horizonte de planificación. Además, se asumió que el remanente no acumula biomasa ya que a la edad del rodal utilizado como ejemplo de estudio, se encontraría estabilizado su crecimiento (Tiribelli et al. 2018) y ciclos posteriores se realizarían solo sobre individuos de menor edad. Las únicas diferencias consideradas entre tratamientos fueron dadas por el esquema de aprovechamiento (intensidad y periodicidad).

Manejo mixto *A. chilensis*: para esta alternativa, contemplé la realización de una cosecha de leñera del 50% de remoción de área basal del matorral mixto en fajas previo a la plantación de *A. chilensis*. Se programó una densidad inicial de plantación de $850 \text{ plantas ha}^{-1}$ y una reposición del 30% al segundo año en función de estudios previos (Chauchard et al. 2016, Nacif 2016). Para el IMA de *A. chilensis* se utilizó como supuesto los incrementos volumétricos de fuste maderable generalizados por Schlichter y Laclau (1998) (Cuadro 2.1). La duración del proyecto de esta alternativa se preestableció en 70 años en base a estudios realizados en las cercanías del sitio, en rodales coetáneos de *A. chilensis* (Goya et al. 1999). Se incorporó un segundo aprovechamiento leñero ya que, si

bien el matorral remanente tiene efectos positivos en la supervivencia de *A. chilensis*, un segundo aprovechamiento leñero del matorral remanente tendría efectos positivos sobre el crecimiento al disminuir la competencia matorral - *A. chilensis* (Letourneau et al. 2004, Nacif 2016). El segundo aprovechamiento leñero vendría acompañado por una selección de individuos de *A. chilensis* que llegarán al turno final dejando en pie 480 individuos por hectárea con el objetivo de aumentar el volumen comercializable (Ferrando et al. 2001) (Cuadro 2.1).

Transformación a *P. ponderosa*: Actualmente hay mucha información local acerca de la silvicultura de esta especie. Se han estudiado distintos regímenes de intervención para distintas calidades de sitio, optimización de la rotación en función de la conveniencia económica, viverización, etc. (Chauchard et al. 2016). No obstante, la mayoría de las plantaciones de Río Negro no tiene un manejo adecuado dado que no se han realizado podas ni raleos (Chauchard et al. 2016). En este análisis se tomó como referencia los supuestos de Laclau et al. (2002) para un esquema de manejo poco intensivo en condiciones de sitio de aptitud media. Este esquema presentó una densidad de plantación inicial de 1.111 plantas ha⁻¹, contempló la realización de una única poda a los 8 años, un primer raleo a los 19 años, y un segundo raleo a los 23 años. La corta final es la que determina la duración del proyecto y la preestablecí a los 32 años. Este sistema se basó en un esquema tradicional donde se extrae la totalidad del matorral previo a la plantación para la venta de leña (tala rasa) y solo podría realizarse en matorrales ubicados en zonas verdes (LP 4.552) al igual que la alternativa puramente leñera. Para facilitar la comparación con la alternativa mixto *A. chilensis* se contempló la realización de dos ciclos de plantación y aprovechamiento (Cuadro 2.1).

Cuadro 2.1. Descripción y supuestos de las cinco alternativas de manejo analizadas.

Productos	Variables	Manejo leñero			Manejo mixto y forestación	
		33%	50%	100%	<i>P. ponderosa</i>	<i>A. chilensis</i>
Leña	Remoción de AB (%)	33	50	100	100	50
	Vol. estéreo (m ³ ha ⁻¹)	99,0	148,5	297,0	297,0	148,5
	Vol. sólido (m ³ ha ⁻¹)*	59,4	89,1	178,2	178,2	89,1
	IMA total (m ³ bruto ha ⁻¹ año ⁻¹)	3,8	3,8	3,8	-	3,8
	Periodicidad de cosecha (años)	16	24	47	-	39
	Número de cosechas	3	2	1	-	2
Rollizos aserrables	Densidad de plantación (pl. ha ⁻¹)				1111	850
	Mortalidad (%)				20	30
	IMA total (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)				13,4	5
	Vol. cosecha (m ³ ha ⁻¹)				40 + 60	34
	Densidad final (pl. ha ⁻¹)				300	480
	Vol. cosecha (m ³ ha ⁻¹)				330	316
	Ciclos forestales				2	1
Horizonte de planificación (años)		47	47	47	64	70

* Se utilizó un coeficiente de 0,6 para transformar biomasa estéreo a biomasa sólida.

Precios y costos. Se obtuvieron los precios de los productos comercializables a través de consultas realizadas en San Carlos de Bariloche y en la zona del paraje El Foyel y de los precios de productos forestales establecidos por la página web de la Dirección de Producción Forestal del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación (MAGyP) para la región Patagonia Andina (<http://patagoniaandinaforestal.blogspot.com.ar/p/precios.html>) consultada durante los meses de Mayo - Julio de 2014 (Cuadro 2.2). Se transformaron los valores a US\$ (1 US\$= 8,9 \$AR). El precio de leña nativa estuvo determinado por mezcla de especies nativas o leña pura de *A. chilensis* y expresado en volumen estéreo. En el caso de *P. ponderosa* se consideró un producto de primer raleo con un precio promedio de 14,51 US\$ m⁻³ (65% madera redonda y 35% leña), un precio promedio de segundo raleo de 16,79 US\$ m⁻³

(85% madera redonda y 15% leña) y corta final 19,08 US\$ m⁻³ (90% madera redonda y 10% leña). En el caso de *A. chilensis* se consideró un precio promedio de primer raleo de 22,47 US\$ m⁻³ (100% leña nativa) y un precio de corta final de 55,90 US\$ m⁻³ (85% madera redonda y 15% leña). Se consideró únicamente la madera en rollo como producto maderable con un precio promedio ya que, actualmente, no hay certezas respecto de un precio diferencial por calidad de rollizo y cuando lo hay, termina siendo definido en la negociación entre productor y aserradero.

Cuadro 2.2. Precios de los productos en playa de acopio del predio. (Fuentes: MAGyP, <http://patagoniaandinaforestal.blogspot.com.ar/p/precios.html>, consultado en Julio de 2014 y consultas con prestadores de servicios forestales).

Producto	Precio (US\$ m ⁻³)
Madera en rollo <i>P. ponderosa</i>	20,22
Madera en rollo <i>A. chilensis</i>	61,80
Leña <i>P. ponderosa</i>	8,80
Leña nativa	22,47

Se incorporaron únicamente los costos directos entre alternativas y dentro de éstos, los costos operativos de extracción de leña, podas, raleos y cortas finales conformados por: mano de obra, incluido motosierrista y ayudante, supervisión, insumos (combustibles, aceites, ropa de trabajo, comida), logística (transporte del personal) y mantenimiento de las máquinas (motosierra principalmente). El costo del aprovechamiento intermedio de *P. ponderosa* y final de *P. ponderosa* y *A. chilensis* estuvo compuesto por la elaboración de madera rolliza, madereo y acanchado (Cuadro 2.3). La inversión inicial en las alternativas que incluyeron forestación contempló los plantines y la mano de obra para llevar a cabo la tarea de plantación y reposición (Cuadro 2.1 y Cuadro 2.3). En los sistemas de manejo leñero se consideró que el matorral ya está establecido por lo que no se incorporaron costos de inversión inicial o costo de formación.

En todos los casos el costo de gestión estuvo representado por la administración y dirección técnica y representó un 10% de los costos operativos tenidos en cuenta en cada intervención. Debido a la heterogeneidad en cuanto a la estrategia impositiva de los productores de la región, los cálculos realizados no incluyeron impuesto a las ganancias ni tampoco se consideraron beneficios fiscales por créditos en el impuesto al valor agregado.

Cuadro 2.3. Costos incluidos en los flujos de fondos (Fuentes: MAGyP, <http://patagoniaandinaforestal.blogspot.com.ar/p/precios.html>, consultado en Julio de 2014, experimento en El Foyel y consultas con prestadores de servicios forestales).

Actividad		Costo (US\$ ha ⁻¹)
Extracción de leña	Intensidad	
Mano de obra	33%	1403,38
	50%	2100,53
	100%	4151,81
Insumos	33%	45,88
	50%	72,18
	100%	129,96
Mantenimiento		11,96
Logística		5,37
Silvicultura		
Costo plantación <i>P. ponderosa</i>		1330,91
Reposición (20%)		193,51
Costo plantación <i>A. chilensis</i>		1907,07
Reposición (30%)		500,17
Poda <i>P. ponderosa</i>		514,40
Quema de residuos poda		5,37
Primer raleo <i>P. ponderosa</i>		927,42
Segundo raleo <i>P. ponderosa</i>		1118,88
Raleo <i>A. chilensis</i>		559,4
Corta final <i>P. ponderosa</i>		6729,78
Corta final <i>A. chilensis</i>		6444,27
Generales		

Gestión/Dirección técnica

10 % de costos
operativos

Factibilidad económica-financiera. Se confeccionaron cinco flujos de fondos mediante el sistema de hoja de cálculo del programa Libreoffice 4.0 Ink. Se incorporaron los ingresos correspondientes a la venta de leña y madera y los percibidos por los beneficios de los subsidios correspondientes al apoyo de la Ley de Inversiones para bosques cultivados (LN 26.432) y el pago por servicios ecosistémicos de la Ley de Bosques (LP 4.552, LN 26.331). En cuanto a los costos se incluyeron los costos descriptos anteriormente en la Cuadro 2.3. Posteriormente se calcularon los indicadores económico - financieros valor actual neto (VAN) y valor económico del suelo (VES) con tasas de descuento de entre 0 % y 10 %.

El VAN [1] es un indicador absoluto que convierte la serie de flujos de ingresos periódicos en un valor que permite priorizar alternativas. El flujo de beneficios surge luego de restar los egresos a los ingresos, por lo que el VAN es el indicador que surge de la diferencia entre ingresos y costos actualizados. La actualización de los ingresos y costos es función del riesgo que implica la inversión y se refleja en la tasa de descuento (costos de oportunidad del capital) (Klemperer 1996).

El VES [2] es un indicador absoluto que surge del VAN, es interesante para complementarlo ya que facilita la comparación entre proyectos con diferente horizonte de planificación, como los aquí evaluados, al tratar a todos ellos como si tuviesen duración infinita (Chacón 1995). A la vez, da una idea del potencial de un determinado sitio para producir bienes y servicios considerando el manejo y aspectos de mercado (precios).

$$VAN = \frac{\sum_{t=1}^T Vt}{(1+k)^t}$$

$$VES = \frac{VAN(1+k)^T}{(1+k)^T - 1}$$

Donde,

VAN: Valor actual neto (US\$ ha⁻¹).

VES: Valor Esperado del Suelo (US\$ ha⁻¹).

V_t: representa los flujos de fondos en cada momento t (ingreso _t - costo _t).

k: tasa de descuento (%).

T: horizonte de planificación (años).

t: periodo del proyecto (año).

2.3. Resultados

Ingresos y costos. Los mayores ingresos totales se dieron en la alternativa mixta *A. chilensis* donde el mayor aporte correspondió a los rollizos de la corta final, siendo la alternativa de mayor valor final (Figura 2.1A). La alternativa de transformación a *P. ponderosa* fue la segunda con mayores ingresos totales, donde el bajo precio de los rollizos de corta final que no logró ser compensado por el mayor volumen de producto dando lugar a saldos negativos durante el aprovechamiento final. A la vez, hubo mayores ingresos de los raleos intermedios en comparación con *A. chilensis* y también un importante aporte al ingreso total por parte de la leña proveniente de la tala rasa de matorral previo a la plantación. En cuanto a las alternativas leñeras, las únicas diferencias entre ingresos totales se debieron al aumento en el número de intervenciones y el aumento en el monto del subsidio en concepto de “manejo del rebrote” (LN 26.432). No obstante, las diferencias no fueron importantes ya que se mantuvo constante la producción de leña total en las tres alternativas

En las alternativas de forestación, los costos totales fueron mayores debido a la inversión de plantación ya que, en los costos de cosecha, incorporé la elaboración de madera rolliza (Figura 2.1B). Los costos de cosecha y raleos fueron mayores en la alternativa transformación a *P. ponderosa* por un mayor volumen de rollizos. La principal diferencia de inversión entre el proyecto transformación a *P. ponderosa* y mixto *A. chilensis* fue el costo del plantín (0,67 US\$ *P. ponderosa* vs 1,68 US\$ *A. chilensis*), característica que se reflejó en el monto de inversión inicial, aún bajo una menor densidad de plantación (850 pl. ha⁻¹ mixto *A. chilensis* vs 1.111 pl ha⁻¹ *P. ponderosa*). Las alternativas de manejo leñero tuvieron menores costos totales por ciclo que las alternativas de forestación (Figura 2.1B). Si bien los costos se incrementaron con la intensidad de cosecha ya que la mayoría de los costos incorporados fueron variables (Cuadro 2.3), al disminuir la intensidad de cosecha aumenta la periodicidad de intervenciones resultando el mismo costo total para todas las alternativas. La única alternativa en la que los costos fueron superiores a los ingresos fue en la transformación a *P. ponderosa*.

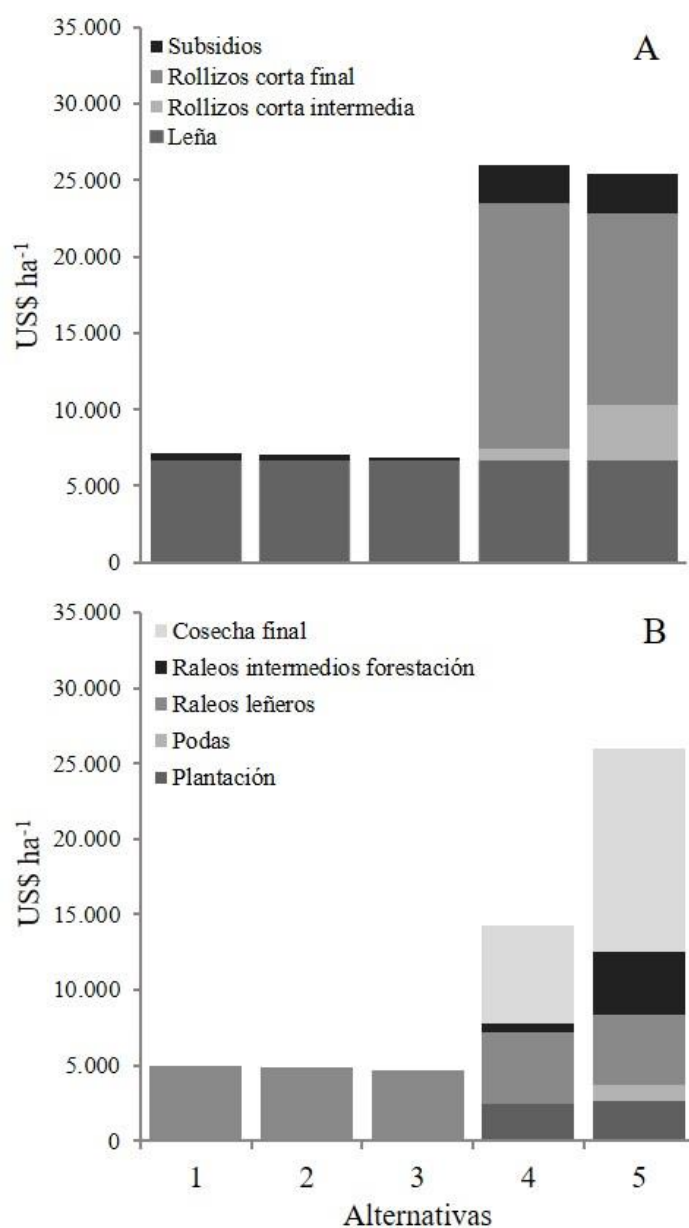


Figura 2.1. Distribución de ingresos (A) y costos (B) a lo largo del horizonte de planificación para las cinco alternativas bajo análisis: cosecha 33% (1), 50% (2) y 100% (3); mixto *A. chilensis* (4) y transformación a *P. ponderosa* (5). El horizonte de planificación varía entre alternativas (Cuadro 2.1) y por ello se complementó el análisis con el cálculo del VES [2].

Factibilidad económico-financiera. La alternativa más atractiva fue la misma mediante ambos indicadores a lo largo de todo el gradiente de tasas de descuento (k) (Cuadro 2.4). Debido a esto, se decidió utilizar solo el VAN para posteriores análisis de resultados. El VAN a tasa 0% se correspondió con el resultado de ingresos totales menos egresos totales de la Figura 2.1. La alternativa más conveniente en este contexto fue la de manejo mixto

A. chilensis; la alternativa transformación a *P. ponderosa* no logró compensar sus costos con sus ingresos aun cuando no se aplicó la tasa de descuento.

Cuadro 2.4. Comparación de VAN y VES a lo largo del gradiente de tasas de descuento analizadas. En sombreado las alternativas más atractivas para cada tasa de descuento. Cosecha 33% (1), 50% (2) y 100% (3); mixto *A. chilensis* (4) y transformación a *P. ponderosa* (5).

Alternativa	Indicador	Tasa de descuento k (%)					
		0	2	4	6	8	10
1	VAN (US\$ ha ⁻¹)	2.347,70	1.712,07	1.327,75	1.086,31	928,53	821,20
	VES (US\$ ha ⁻¹)	-	2.826,45	1.577,42	1.161,41	954,16	830,61
2	VAN (US\$ ha ⁻¹)	2.214,98	1.800,53	1.524,71	1.337,13	1.206,40	1.112,71
	VES (US\$ ha ⁻¹)	-	2.972,49	1.811,43	1.429,57	1.239,69	1.125,47
3	VAN (US\$ ha ⁻¹)	2.140,09	2.088,60	2.039,79	1.993,46	1.949,40	1.907,44
	VES (US\$ ha ⁻¹)	-	3.448,06	2.423,37	2.131,26	2.003,20	1.929,32
4	VAN (US\$ ha ⁻¹)	12.194,39	3.598,06	993,16	126,08	-200,95	-344,04
	VES (US\$ ha ⁻¹)	-	4.797,59	1.061,32	128,25	-201,87	-344,48
5	VAN (US\$ ha ⁻¹)	-537,61	223,75	595,19	776,96	864,73	904,94
	VES (US\$ ha ⁻¹)	-	311,44	647,83	796,07	871,05	906,98

El proyecto de mayor plazo de duración y mayor valor final presentó mayor viabilidad a tasas de descuento más bajas, mientras que a medida que aumenta la tasa se incrementó el atractivo de las alternativas de mayor intensidad de uso leñero y transformación a *P. ponderosa* (Figura 2.2). La alternativa mixto *A. chilensis* fue la mejor a tasas de descuento menores al 2,9%, en tanto que, a tasas mayores las alternativas leñeras de alta, media y posteriormente baja intensidad de extracción presentaron un

mayor VAN. Dentro de las alternativas leñeras, la cosecha leve y media no fueron las más atractivas bajo ninguna de las tasas de descuento analizadas. La tasa de indiferencia entre mixto *A. chilensis* y transformación a *P. Ponderosa* fue de 4,5%. A tasas mayores, mixto *A. chilensis* fue la alternativa de forestación menos conveniente (Figura 2.2). Ninguna tasa posicionó a la alternativa transformación a *P. ponderosa* como la más atractiva.

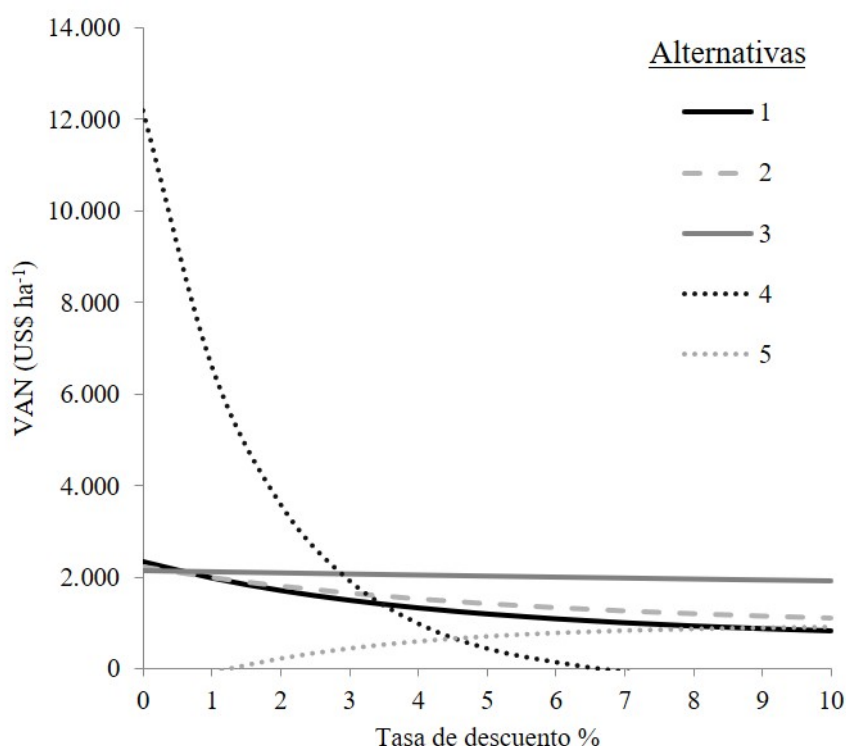


Figura 2.2. Efecto de la tasa de descuento sobre el valor actual neto (VAN) para las cinco alternativas de manejo bajo análisis: cosecha 33% (1), 50% (2) y 100% (3); mixto *chilensis* (4) y transformación a *P. ponderosa* (5). Las flechas indican las tasas de indiferencia de 2,9% y 4,5%.

2.4. Discusión

Algunos autores sostienen que el VAN solo debería utilizarse para proyectos con el mismo horizonte de planificación, sobre todo cuando la empresa no se encuentre maximizando su potencial generador de utilidades (Chain y Chain 1985). En este sentido,

el VES permite comparar alternativas independientemente de su duración. En este capítulo, los indicadores absolutos VAN y VES resultan redundantes a la hora de ordenar las alternativas, por ello decidí utilizar solamente el VAN para priorizar las alternativas y análisis posteriores. Si bien hay otros indicadores como la tasa interna de retorno (TIR), que es ampliamente utilizada en evaluación de proyectos, en este caso no es apropiada para ordenar las alternativas ya que no se busca determinar si los proyectos son viables o no, sino establecer un orden de prioridad de proyectos mutuamente excluyentes a través de la incorporación de los ingresos y costos directos. Por otro lado, cuando las alternativas tienen tasas de indiferencia (es decir tasas bajo las cuales las alternativas son indistintas), la selección a través de la TIR puede llevar a conclusiones erróneas (Chain y Chain 1985).

Los resultados de este capítulo indican que la alternativa de manejo leñero (leña 100%), se ve favorecida respecto de las otras, con tasas altas de descuento; mientras que la alternativa de mayor inversión y mayor valor final (mixto *A. chilensis*) se ve favorecida a tasas inferiores a 2,9%. La alternativa transformación a *P. ponderosa* no aparece como una alternativa seleccionable frente a las otras opciones para las tasas de descuento exploradas.

La utilización de tasas por debajo de 2,9% parece ser baja comparada con la utilizada en trabajos previos en la zona de entre un 6% y 12% (por ejemplo, Laclau et al. 2002, Fernández et al. 2012, Chauchard et al. 2016). No obstante, hay algunas consideraciones para tener en cuenta que podrían justificarla. Por un lado, se realizó el flujo de fondos en dólares (US\$) por lo que la tasa es menor a la que se utilizaría en moneda argentina (\$AR). Al momento de realizar los análisis la tasa ofrecida por el Banco Nación Argentina en sus plazos fijos en US\$ era del 2,25%. Suponiendo que esta tasa se asemeja al costo de oportunidad del capital invertido, la alternativa mixto *A. chilensis* es superior al resto. Por otro lado, hay un consenso con respecto a que los proyectos de largo

plazo, como el de plantación de *A. chilensis*, que involucran generaciones futuras (beneficios futuros) deben utilizar tasas más bajas que proyectos de corto plazo debido a que el escenario económico futuro (por ejemplo, precios y capacidad de consumo de generaciones futuras), que define en parte la tasa a utilizar, es incierto. Además, está demostrado que dicha incertidumbre aumenta con el tiempo (Price 2011).

Si se comparan únicamente las alternativas que incluyen forestación, suponiendo que el objetivo es favorecer la industria forestal local o favorecer determinados servicios ecosistémicos (por ejemplo, fijación de carbono), se observa que la tasa de indiferencia entre el manejo mixto *A. chilensis* y la transformación a *P. ponderosa* ronda el 4,5%. Por debajo de esta tasa, un manejo mixto que incluye enriquecimiento con *A. chilensis* es más atractivo que la transformación del matorral a *P. ponderosa*, mientras que a tasas mayores esta situación se invierte. Utilizando tasas de mercado de entre 6% - 8%, que han sido utilizadas previamente en trabajos similares (ej. Laclau et al. 2002, Fernández et al. 2012), se evidencia una relación de compromiso entre una alternativa forestal de alta rentabilidad y de ciclo corto, pero de consecuencias ambientales indeseadas con una de largo plazo, de baja rentabilidad (%) pero beneficiosa al incorporar aspectos ambientales a la toma de decisiones.

El patrón de VAN en función de la tasa de descuento (k) que se observa en la alternativa transformación a *P. ponderosa* (Figura 2.2) se debe a que el mayor beneficio financiero de esta alternativa se da por la venta inicial de leña, mientras que los ingresos por venta de rollizos no logran compensar el costo de su aprovechamiento generando flujos negativos a la hora de cosechar rollizos (Figura 2.1). Los beneficios por la leña son únicamente en el primer ciclo de producción ya que hay un remplazo del matorral por la forestación. Esto implica que actualmente la plantación de *P. ponderosa*, bajo los supuestos de este trabajo, es una actividad que genera saldos negativos (costos). Esta

situación podría ser distinta si se considerara la plantación de otras especies exóticas como el pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) con productos de mayor precio de mercado y costos silvícolas similares que deberían analizarse en el futuro.

El manejo leñero 100% tiene un comportamiento estable a lo largo de todo el gradiente de tasas de descuento. Esto se debe a que, al aumentar la intensidad de cosecha, se cosecha más biomasa al iniciar el proyecto, lo que resulta beneficioso para el cálculo del VAN, situación que se evidencia al aumentar la tasa de descuento. No obstante, utilizar únicamente estos indicadores para la toma de decisiones puede llevar a estos esquemas de manejo de alta intensidad de uso lo que puede provocar presión de uso en el recurso y deterioro (Lara *et al.* 2013). En este sentido, algunos resultados preliminares del mismo experimento utilizado en este trabajo muestran efectos positivos del manejo leñero de intensidad media sobre la polinización de especies nativas, diversidad y folivoría (Nacif 2016), pudiendo además las cosechas sistemáticas disminuir la continuidad horizontal de combustibles. En este sentido, el manejo leñero de mediana intensidad no solo arroja valores de VAN aceptables a lo largo de todo el gradiente, sino que podría tener beneficios ambientales cuando se respeten los tiempos de recuperación del matorral.

El éxito de los esquemas leñeros se basa en el aprovechamiento de la regeneración del matorral. Por el contrario, las alternativas de forestación incluyen un costo inicial en concepto de inversión inicial que no está incluido en las alternativas leñeras por considerarse que el matorral ya está establecido al momento de iniciar el proyecto. En este sentido, similares ventajas observaron Navarro Cárcamo *et al.* (2010) analizando la rentabilidad de distintas intensidades de raleo en bosques secundarios de *Drimys winteri* J.R. Foster. *et* G.Forster (canelo) en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile ya que al incorporar costos de administración previo al raleo obtuvieron valores negativos de

rentabilidad. Este aspecto resalta la ventaja de los esquemas de manejo de los bosques nativos establecidos, apostando a la regeneración natural de los mismos en el mediano y largo plazo.

Los esquemas de manejos leñeros propuestos se basan en importantes supuestos que se deben tener en cuenta a la hora de generalizar los resultados y que limitan en alcance de estos. Si bien hay información respecto a la silvicultura de *P. ponderosa* y bosques de *A. chilensis*, hay poca información sobre el crecimiento de matorrales de Norpatagónia argentina. Con respecto a los estimadores de crecimiento de dicha comunidad, consultas con pobladores locales y estimaciones a través de muestras de anillos (Varela et al. en preparación) indican que la edad del matorral en el sitio experimental de sitio de alta calidad ronda los 50 años. En este trabajo se estimó un volumen de fuste en pie de $179,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de diámetro mayor a 4 cm al momento de cosecha por lo que la tasa de crecimiento medio (IMA) estimada utilizando estos parámetros es de $3,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Cuadro 1.1). Este valor es similar al utilizado para este capítulo. No obstante, es necesario profundizar el conocimiento respecto a la dinámica de crecimiento de estos tipos forestal ante diferentes composiciones y calidades de sitio.

Además, es interesante notar que trabajos previos sobre inflamabilidad de matorrales muestran que la estabilización de crecimiento de estos matorrales comienza a los 50 años y se hace asintótica alrededor de los 90 años (Landesmann 2016, Tiribelli et al. 2018) por lo que en los esquemas diseñados se consideró como un supuesto, que el rodal remanente (mayor a 50 años) no continúan creciendo luego de la intervención. Es decir, que los ciclos leñeros diseñado se basa en el crecimiento de los rebrotes luego de la intervención y no incluyen una potencial acumulación de biomasa por parte de los remanentes, ni tampoco una potencial respuesta de estos a la intervención ya que, en caso

de que exista, solo se percibiría en el primer ciclo de aprovechamiento, ya que bajo los ciclos diseñados aquí, los individuos nunca superarían los 50 años preestablecidos.

Finalmente, basado en la información local, se observa que actualmente el precio de leña nativa es mayor que el producto de la corta final de *P. ponderosa*, lo que determina mayores ingresos por metro cúbico de producto. Este efecto de precios también se está observando en Europa por un aumento en la demanda de biomasa para la generación de energía, dándose de esta manera una competencia entre sistemas de producción forestal con fines industriales y generación de energía (Rothe et al. 2015). Esta situación se podría profundizar en el largo plazo debido a la crisis energética y al aumento en el precio del gas para uso doméstico favoreciendo las alternativas de manejo de la biomasa nativa para la producción de energía.

2.5. Conclusiones particulares

Este capítulo representa un análisis económico sobre distintas alternativas de manejo del matorral Norpatagónico argentino, basado en varios supuestos de manejo que deben tenerse en cuenta a la hora de generalizar los resultados. No se encontraron tasas de descuento que posicionaran el remplazo del matorral por forestación de *P. ponderosa* por sobre el resto de las alternativas. Además, los resultados demuestran que, si se pretende enriquecer matorrales mixtos con *A. chilensis*, aumentando el valor futuro del recurso forestal de la provincia, las tasas de descuento de dicha inversión deberán ser menores a 2,9%. Ello implica que dicha inversión debería apoyarse en mecanismos de promoción del Estado tales como subsidios al establecimiento de *A. chilensis* y seguridad jurídica asociada a los derechos de uso de estos bosques en el futuro. Si no se aceptan dichos argumentos y se exigen tasas mayores ante escenarios de gran incertidumbre, los

proyectos de manejo deberían orientarse hacia el manejo de biomasa para la producción de energía cuya intensidad de extracción debería mantenerse en valores altos bajo una lógica puramente económica y en valores intermedios cuando se incorporen cuestiones ambientales a la toma de decisiones.

Capítulo 3. Efectos de la intensidad de cosecha en la producción de biomasa de rebrotes del matorral

3.1. Introducción

El uso sostenible de las fuentes de energía renovables es esencial para los desafíos actuales que plantea el cambio global (Panwar et al. 2011). Si bien el uso de energía de la biomasa forestal reduce la dependencia de fuentes de energía no renovables y, por lo tanto, de las emisiones de gases de efecto invernadero, también genera presión sobre los recursos forestales; requiriendo que los mismos sean manejados de manera sostenible. Los matorrales tienen propiedades adecuadas para la producción de energía y la biomasa derivada de estos ecosistemas está ganando importancia (González-González et al. 2017). De hecho, este tipo de bosque tiene el potencial de complementar la biomasa derivada de las cortas finales, el raleo o la poda de las plantaciones de especies de rápido crecimiento (Karp y Shield 2014). Sin embargo, el manejo de matorrales es uno de los temas menos estudiados en las ciencias forestales y, por lo tanto, la información local se vuelve relevante para lograr una producción sostenible de biocombustibles sólidos de estas comunidades leñosas nativas (Avohou et al. 2010).

La leña ha sido el principal recurso combustible para la humanidad desde sus inicios, y en la actualidad es la principal fuente de energía en las comunidades rurales y de bajos ingresos, especialmente en los países en desarrollo. Se utiliza para calefaccionar y cocinar, y en sí mismo, representa el principal recurso de combustible para un tercio de la población mundial (FAO 2008). Aunque el uso de la madera para obtener energía no es nuevo, los biocombustibles sólidos están siendo centro de novedosas investigaciones como recurso combustible renovable (Abbasi y Abbasi 2010). En este sentido, la energía derivada de biomasa sólida es beneficiosa para el medio ambiente, ya que se considera neutral en términos de la emisión de gases de efecto invernadero (principalmente CO₂) según la Unión Europea (aunque este tema está en debate) (Sterman et al. 2018).

Las especies leñosas que componen los matorrales del norte de la Patagonia son heliófilas y rebrotantes (Rusch et al. 2017) con un rápido crecimiento inicial después del fuego (Landesmann et al. 2016) siendo utilizadas como fuente de energía (leña) por la población local. Teniendo en cuenta el valor productivo y ambiental de los matorrales nativos de la Patagonia norte, el manejo de estos bosques con fines energéticos debe basarse en cortas parciales, dejando una cobertura forestal permanente para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos y la sostenibilidad del sistema (*sensu* Ley Nacional 26.331). De esta manera, la cosecha en fajas para posterior aprovechamiento de los rebrotes bajo el método de monte bajo es un enfoque novedoso que podría ser ambiental y económicamente sostenible (Capítulo 2).

Un aspecto clave del manejo es la respuesta de crecimiento a las intervenciones silvícolas. Actualmente, el conocimiento de la respuesta del rebrote de especies nativas a intervenciones silvícolas en la Patagonia norte es limitado (Reque et al. 2007, Gyenge et al. 2009). Los pocos trabajos que han estudiado el crecimiento de los matorrales de *N. antarctica* en la Patagonia norte se han centrado en bosques no manejados (Gyenge et al. 2008, Landesmann et al. 2016, Landesmann 2016) analizando la dinámica de la vegetación post-incendio (Tiribelli et al. 2018).

La cuantificación de la respuesta del crecimiento de matorrales al manejo en diferentes sitios (composición de especies y calidad de sitio) permitiría a los tomadores de decisiones conocer la resiliencia de los ecosistemas y diseñar sistemas silvícolas con fines energéticos que aseguren la persistencia de los recursos. Además, los esquemas de manejo de biomasa deben considerar las características socioeconómicas de los propietarios de bosques. Por ejemplo, el manejo de matorrales basado en el uso de equipo liviano de cosecha (ej. motosierra) podría ser una opción viable para los pequeños y medianos productores y una alternativa para complementar la producción ganadera.

El objetivo de este capítulo es analizar la respuesta del crecimiento de biomasa de rebrotes jóvenes a un gradiente de intensidad de cosecha en diferentes calidades de sitio en matorrales de la provincia de Río Negro en el norte de la Patagonia. Este capítulo se centra en los efectos de la cosecha y el sitio en: (i) los componentes de la biomasa que afectan el volumen por planta dentro de la faja intervenida (número de tallos jóvenes, su diámetro y altura), y (ii) la producción media anual de biomasa proveniente de rebrotes jóvenes de las fajas intervenidas a nivel de rodal. Se utilizó un enfoque experimental de campo replicado en tres sitios contrastantes (Capítulo 1).

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Medidas de campo y laboratorio.

Se definieron las especies de interés como aquellas que en el momento de la cosecha tenían un diámetro de la base del tallo mayor a 4 cm (ver: 1.4. Área de estudio de la tesis y experimento permanente, Cuadro 1.1). Posteriormente a la cosecha, durante el verano de 2018 (es decir, entre 3 y 4 años luego de la cosecha dependiendo el sitio), en las fajas de intervención, se eligieron cuatro individuos completamente cortados de cada especie de interés (Foto 3.1), y se contaron el número de tallos que rebrotaban (más de 0,4 cm de diámetro) por tocón. De estos tallos, se seleccionaron cinco al azar y se les midió el diámetro de la base del tallo (DB, 3 cm desde el punto de inserción al tocón) y la altura total (A) para estimar el volumen del tallo (VT) (Foto 3.2).



Foto 3.1. Planta elegida para estimación de volumen



Foto 3.2. Medición de diámetro en la base del tallo.

Además, se cosecharon entre 10 y 17 tallos de rebrote por especie, que cubren las clases de diámetros existentes. Se registraron los DB y A de los tallos cosechados, y se estimó el volumen sin hojas de los tallos cosechados (V_t) en el laboratorio utilizando el método de cinco secciones según el método de Huber (Cruz de León y Uranga - Valencia 2013) (Foto 3.3):

$$V_t = \frac{\pi}{4} \times 0.2 \times L(d_{0.1}^2 + d_{0.3}^2 + d_{0.5}^2 + d_{0.7}^2 + d_{0.9}^2)$$

donde L indica la longitud del tallo (en este caso es igual a A); d es el diámetro en la mitad de la longitud de cada una de las cinco secciones. Para estimar el volumen de los tallos no cosechados medidos en el campo (V_T), se ajustaron los modelos de regresión entre V_t y SDB y A (Huber et al. 2016) a partir de los tallos cosechados (ver sección 3.2.2.1. Ecuaciones de volumen).



Foto 3.3. Rebrotos en laboratorio para análisis.

Se dividió DB , H y V_T (estimado a partir de las ecuaciones de volumen) por períodos de crecimiento (un periodo corresponde a los meses entre octubre y mayo) transcurridos desde que se aplicaron las intervenciones para calcular su incremento medio anual (IMA). Estos resultaron en 3,3; 3 y 4 periodos de crecimiento para el sitio de alta, media y baja calidad respectivamente. Para cada especie, se obtuvo la producción de biomasa por planta ($VP - IMA; \text{cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$) multiplicando el volumen del tallo (V_T

- IMA; $\text{cm}^3 \text{ tallo}^{-1} \text{ año}^{-1}$) por el número de tallos por tocón (n; Cuadro 3.1). Luego, se obtuvo la producción de biomasa a nivel de parcela (VB - IMA; $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) como:

$$(VB - IMA)_i = \sum_{t=1}^5 (VP - IMA_t \times Pl_t)$$

i: parcela (n = 18)

t: especie (*N. antarctica*, *S. patagonicus*, *D. juncea*, *L. hirsuta*, *E. coccineum*)

Pl: número de plantas por hectárea.

3.2.2. Análisis estadístico

3.2.2.1. Ecuaciones de volumen

Se ajustaron las ecuaciones de volumen para cada especie utilizando regresiones lineales múltiples con la función *gls()* del paquete nlme (Pinheiro J. et al. 2018). Los modelos consideraron aditivamente los siguientes predictores cuantitativos: DB, DB cuadrado, A y A cuadrado. Se seleccionaron los mejores modelos según el Criterio de información de Akaike (AIC) utilizando la función *dredge()* del paquete MuMin (Barton, 2018). Se verificaron los supuestos de homoscedasticidad y normalidad mediante la evaluación visual de los gráficos de dispersión residual (valores residuales vs. valores predichos) y las pruebas de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov (*shapiro.test* y *ks.test*). Cuando fue necesario, se modelaron las varianzas utilizando funciones de varianzas (*VarPower()* como una función del volumen del tallo predicho).

3.2.2.2. Producción de biomasa

Para analizar el efecto de la intensidad de cosecha y la calidad del sitio en cada componente de la biomasa, se ajustaron modelos lineales generales y generalizados. Para respuestas continuas (DB - IMA, A - IMA, VT - IMA (estimadas a partir de ecuaciones de volumen), VP - IMA, VB - IMA; Cuadro 3.1) se asumieron errores normales y se ajustaron los modelos con la función *gls()*. Se modelaron las varianzas utilizando las funciones *VarIdent()* (como una función del sitio) y *VarPower()* (como una función de los valores predichos) cuando fue necesario. Se modelaron los datos de conteo (número de tallos por tocón) con estructuras de error de Poisson (o binomial negativo cuando se observó dispersión excesiva) y se usó la función *glm()* y el paquete MASS (Bates et al. 2014, Pinheiro et al. 2018). Se analizó cada especie por separado y los predictores del modelo fueron: cosecha (cuantitativo), cosecha cuadrado (cuantitativo) para reflejar posibles respuestas no lineales, sitio (categórico) e interacciones. Se realizaron inferencias multi-modelo y se usó AIC como medida de parsimonia para seleccionar los mejores modelos (Garibaldi et al. 2017) utilizando la función *dredge()* (Barton 2018). Se calcularon los valores de importancia relativa, que suman los "pesos de Akaike" sobre todos los modelos, que incluyen la variable explicativa, con la función *importance()* del paquete MuMin. Se verificaron las suposiciones de homocedasticidad y normalidad mediante la evaluación visual de los gráficos de dispersión residual (valores residuales vs. valores pronosticados) y las pruebas de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov (*shapiro.test* y *ks.test*). Finalmente, se realizó una matriz de correlación para VT - IMA, n y VP - IMA para comprender los efectos más importantes que explican las respuestas de la planta. Se realizaron todos los análisis de datos en R 3.5 (R Core Team 2017).

Cuadro 3.1. Componentes de la biomasa. IMA = Incremento medio anual.

Componente de biomasa	Descripción	Unidad	Nivel
A - IMA	Altura tallo - IMA	cm tallo ⁻¹ año ⁻¹	Tallo
DB - IMA	Diámetro a la base del tallo - IMA	mm tallo ⁻¹ año ⁻¹	
VT - IMA	Volumen tallo - IMA	cm ³ tallo ⁻¹ año ⁻¹	
n	Numero de tallos por tocón	no. tallos planta ⁻¹	Planta (tocón)
VP - IMA	Volumen de planta - IMA	cm ³ planta ⁻¹ año ⁻¹	
VM - IMA	Volumen de biomasa - IMA	m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹	Parcela

3.3. Resultados

3.3.1. Ecuaciones de volumen

Como era esperable, para todas las especies DB y A tuvieron un efecto significativo en Vt. Todos los modelos seleccionados mostraron una buena bondad de ajuste (Figura 3.1). En todos los modelos, DB tuvo el mayor efecto, pero A también se incluyó en el modelo seleccionado. El rango de DB estuvo entre 1,6-30,5 mm para *N. antarctica*, 2,8-22,5 mm

para *S. patagonicus*, 1,9-20,2 mm para *E. coccineum*, 4,9-35 mm para *D. juncea* y 4,3-33,5 mm para *L. hirsuta*.

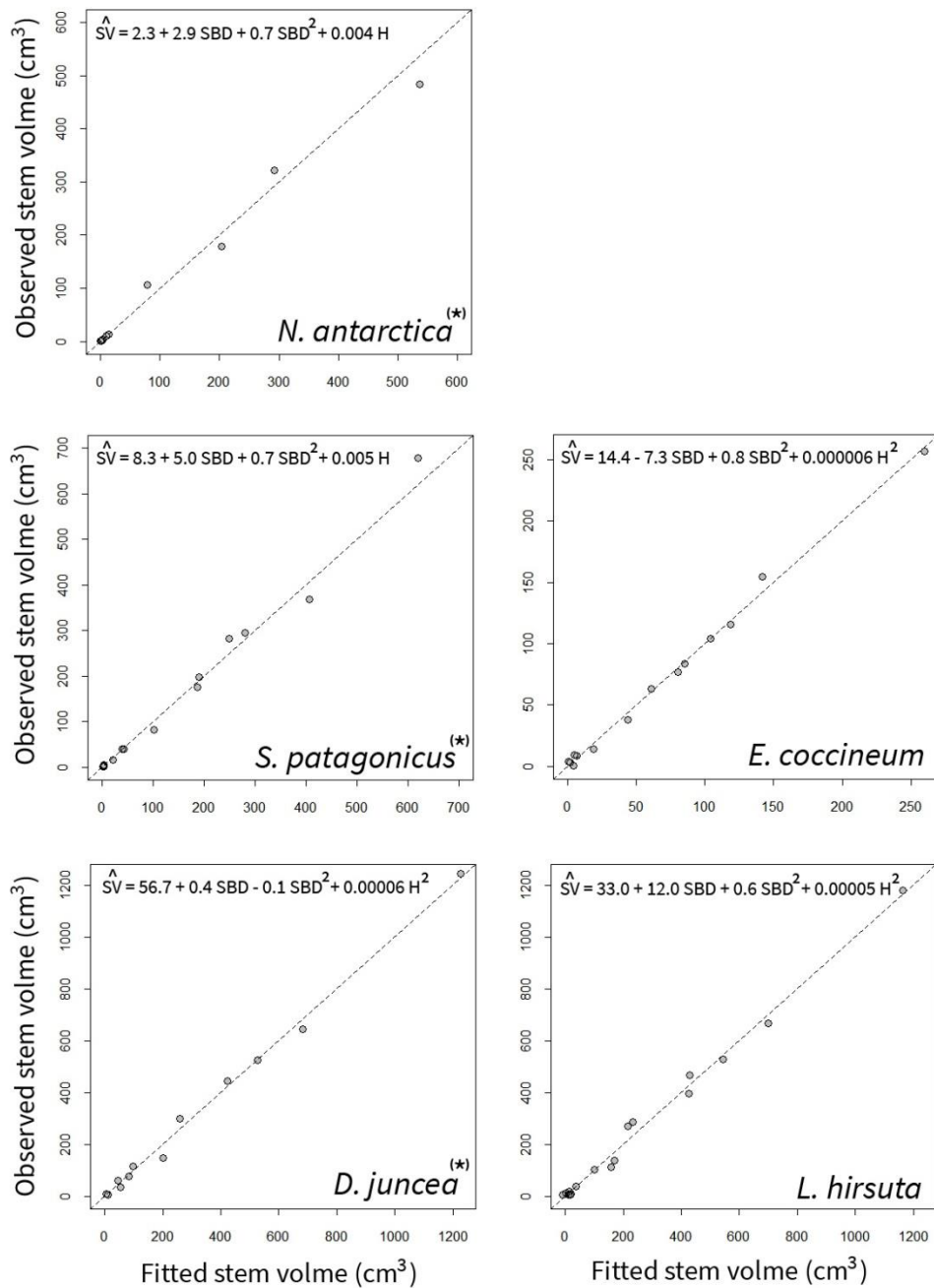


Figura 3.1. Valores observados versus predichos del volumen del tallo que muestran la bondad de ajuste de las ecuaciones de volumen desarrolladas para los rebrotes de cinco especies nativas del norte de la Patagonia. El modelo seleccionado para cada especie se ve en su grafico correspondiente. El volumen de tallo (V_t) se predijo en función de los términos lineales y cuadráticos del diámetro basal del tallo (DB) y la altura (A). (*) Se utilizó la función *VarPower* para modelar varianzas heterogéneas.

3.3.2. Producción de biomasa

3.3.2.1. Crecimiento del volumen por planta y componentes de biomasa.

La intensidad de cosecha tuvo un efecto positivo en el incremento medio anual del volumen de biomasa por planta (que incluye número de pies y su crecimiento en tamaño) para las cinco especies analizadas (Figura 3.2). *D. juncea* y *L. hirsuta* exhibieron las tasas de crecimiento promedio más altas y la respuesta más alta a la cosecha. Por ejemplo, los modelos seleccionados predicen que, en el sitio de alta calidad, *D. juncea* crece $117,1 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 30% y $837,6 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 70% mientras que, *L. hirsuta* crece $125,1 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 30% y $813,2 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 70%. *E. coccineum*, por el contrario, mostró la respuesta más baja a la intensidad de cosecha, el modelo seleccionado predice $20,5 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 30% y $159,1 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 70% en el sitio de media calidad y una respuesta negativa en el sitio de alta calidad ya que predice $128,7 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 70% y $197,1 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 30%. La respuesta de *S. patagonicus* varía con la calidad del sitio, por ejemplo, en el sitio de mayor calidad el modelo seleccionado predice un crecimiento de $81,5 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 30% y $195,7 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 70%. *N. antarctica* mostró una respuesta intermedia a la intensidad de cosecha ya que según el modelo seleccionado pasa de crecer $88,7 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas

cosechadas al 30% a $376,1 \text{ cm}^3 \text{ planta}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en promedio en las parcelas cosechadas al 70%.

El incremento de volumen de planta descripto anteriormente fue el resultado de dos respuestas individuales: volumen de tallos y número de tallos por planta (Cuadro A3.3). Las especies analizadas respondieron de diversas formas, y con frecuencia de forma no lineal, a la intensidad de cosecha en las diferentes variables analizadas, lo que denota distintas estrategias para el aprovechamiento de recursos. Por ejemplo, *N. antarctica* mostró tallos más grandes, por ejemplo, el modelo predice un crecimiento de $9,2 \text{ cm}^3 \text{ tallo}^{-1} \text{ año}^{-1}$ mayor en promedio en la cosecha de 70% al comparar con 30% en el sitio de mayor calidad y más tallos por tocón, por ejemplo, 0,5 más tallos por tocón en promedio en la cosecha de 70% al comparar con 30% en el sitio de mayor calidad. Sin embargo, el efecto cosecha fue más importante en las dimensiones del tallo lo que se evidencia a través de la función *importance()* (Cuadro A3.2), por lo que la respuesta de la planta a la cosecha en esta especie se debió principalmente al mayor tamaño de los rebrotes. La respuesta de *S. patagonicus* fue distinta porque la cosecha produjo tallos más grandes, pero el número de tallos por planta respondió de manera no lineal e interactuó con el sitio, con un mayor tamaño de efecto de la cosecha en el sitio de media calidad. De hecho, el volumen de la planta de esta especie mostró una correlación más fuerte con el número de tallos y su respuesta a la cosecha (Cuadro A3.4). *L. hirsuta* respondió positivamente tanto en número de tallos, por ejemplo, el modelo seleccionado predice 0,8 más tallos por tocón en promedio en la cosecha de 70% al comparar con 30%, como en tamaño, por ejemplo, el modelo predice un crecimiento $2,5 \text{ cm}^3 \text{ tallo}^{-1} \text{ año}^{-1}$ mayor en promedio en la cosecha de 70% al comparar con 30% en el sitio de media calidad, estando la producción de volumen de la planta altamente correlacionada con el número de tallos (Cuadro A3.4). *D. juncea* también mostró más biomasa por planta, principalmente debido

a rebrotes más grandes, por ejemplo, el modelo predice un crecimiento $39 \text{ cm}^3 \text{ tallo}^{-1} \text{ año}^{-1}$ mayor en promedio en la cosecha de 70% al comparar con 30% en el sitio de mayor calidad. La intensidad de cosecha tuvo un efecto lineal negativo en la producción de biomasa de *E. coccineum*, principalmente debido a una respuesta negativa al número de tallos por planta al aumentar la cosecha ya que, por ejemplo, el modelo predice 1 tallo menos por tocón en promedio al comparar la cosecha de 70% con 30% en el sitio de alta calidad.

Para todas las especies, cosecha fue el predictor más importante para el crecimiento de las plantas. El sitio, por otro lado, fue más importante para las dimensiones del tallo excepto para *D. juncea* (Cuadro A3.2), donde no se incluyó en el modelo (Cuadro A3.3). Independientemente del nivel de cosecha, la producción de biomasa fue mayor para *D. juncea* y *L. hirsuta* que para el resto de las especies debido a tallos más grandes (Figura A3.1). En este sentido, el número de tallos entre especies fue más similar que el resto de las variables.

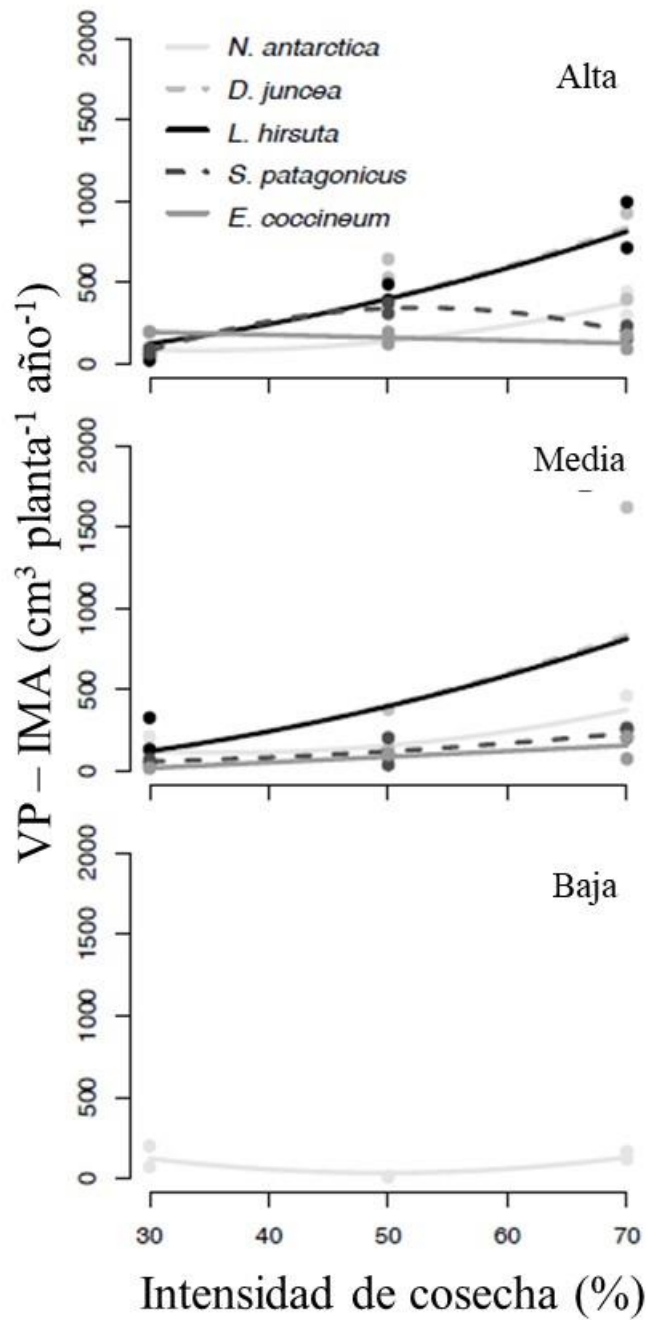


Figura 3.2. Incremento medio anual de biomasa del volumen de planta bajo un gradiente de intensidad de cosecha para cinco especies nativas de matorrales del norte de la Patagonia en tres sitios contrastantes (alta, media y baja calidad).

3.3.2.2. Producción media anual de biomasa.

La intensidad de cosecha modificó la producción anual de biomasa en todos los sitios.

Los sitios de alta y media calidad mostraron respuestas similares (Figura 3.3, Cuadro

A3.6), en ambos sitios una alta intensidad de cosecha aumentó significativamente la producción de biomasa de rebrotes donde el modelo mínimo seleccionado predice que bajo 30% de intensidad de cosecha se producen en promedio $0,05 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ mientras que bajo 70% de cosecha se producen en promedio $1,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 3.3). En el sitio de baja calidad, la producción de biomasa y la respuesta fue mucho menos acentuada ya que en promedio el modelo predice que las parcelas de 30% de intensidad de cosecha producen $0,18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ mientras que las parcelas sometidas a un 70% de intensidad de cosecha producen en promedio $0,38 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 3.3).

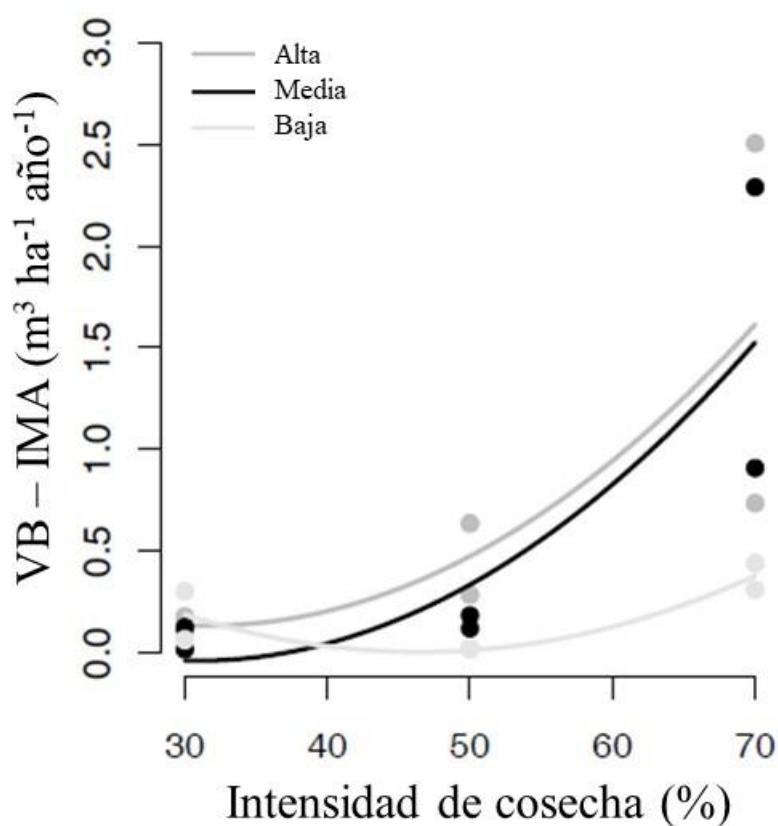


Figura 3.3. Incremento medio anual del volumen de biomasa por hectárea bajo un gradiente de intensidad de cosecha para tres sitios contrastantes (alta, media y baja calidad) en Patagonia norte.

3.4. Discusión

3.4.1. Crecimiento de volumen de planta y componentes de biomasa.

En el presente capítulo, se analizó cómo la producción de biomasa de las especies más importantes de los matorrales del norte de la Patagonia se vio afectada por la intensidad de cosecha y la calidad del sitio 4 años después de la intervención. La cosecha de leña tuvo un efecto significativo en las dimensiones de los tallos, el número de tallos por tocón y, por lo tanto, la producción de biomasa por planta o tocón. Muchos de los componentes de la biomasa mostraron una respuesta no lineal a la cosecha.

En este capítulo se encontró que en general la calidad de sitio es importante para definir las dimensiones de los tallos, mientras que la cosecha afectó en gran medida el número de tallos por tocón y la producción de biomasa por planta de rebrote. Estos resultados concuerdan con estudios previos en otras especies mediterráneas que indican que la disponibilidad de luz regula el crecimiento lateral al reducir el reclutamiento de rebrotes, y el contenido de nutrientes del suelo (una medida de la calidad del sitio) limita el crecimiento vertical de la planta (Vila y Terradas 1995, Gracia y Retana 2004). En general, el crecimiento del volumen de las plantas de *D. juncea* y *N. antarctica* mostró una correlación más fuerte con las variaciones en las dimensiones del tallo, mientras que *L. hirsuta*, *S. patagonicus* y *E. coccineum* se correlacionaron más con los cambios en el número de tallos por tocón. Trabajos anteriores reportaron que las dimensiones del vástago en *Quercus ilex* no están determinadas en gran medida por la disponibilidad de luz del raleo (Gracia y Retana 2004), pero Kobayashi et al. (1999) encontraron un fuerte efecto de la apertura del dosel sobre el diámetro de rebrotes juveniles en *Tectona grandis*. Como otras especies de sucesión temprana utilizadas con fines bioenergéticos, las especies de matorrales de la Patagonia norte muestran tasas de crecimiento juvenil rápidas

con ajustes morfológicos que dependen del grado de liberación de recursos (Willebrand y Ledin 1993, Bond et al. 2001).

La baja tasa de crecimiento de *N. antarctica* observada en el sitio de baja calidad sugiere que el manejo intensivo no sería sostenible en estas condiciones ambientales. Probablemente, la relación raíz-parte aérea de *N. antarctica* y otras relaciones de partición alométrica en este sitio están reguladas por la calidad del sitio, donde la asignación de recursos a las raíces se hace más importante bajo esta condición con el objetivo de garantizar la persistencia de la especie (Bond et al. 2001, Gargaglione et al. 2010).

Un trabajo previo realizado en matorrales adultos (80 años) en la misma área de estudio que los sitios de alta y media calidad (Gyenge et al. 2008) encontró que *N. antarctica* y *L. hirsuta* tenían tasas de crecimiento más altas (crecimiento radial de 2,9 mm) que *S. patagonicus* y *D. juncea* (menos de 1 mm). Según este capítulo, *L. hirsuta* y *D. juncea* son las especies más productivas, probablemente debido a las etapas de desarrollo que se consideraron aquí. Se esperan tasas de crecimiento más altas en las primeras etapas de desarrollo (Willebrand y Ledin 1993) respecto a etapas de crecimiento avanzadas, donde la tasa de crecimiento disminuye como resultado del patrón de crecimiento asintótico de las especies rebrotantes (Botequim et al. 2014, Serapiglia et al. 2014, Tiribelli et al. 2018); por lo tanto, *N. antarctica* podría estar mostrando menores crecimientos a una edad de 80 años (Ivancich 2013). Probablemente diferentes especies podrían tener diferentes patrones de crecimiento, por lo que el “ranking” de productividad entre ellas podría cambiar con la edad.

Si bien se han desarrollado ecuaciones de volumen para estas especies, este capítulo se centró en dimensiones de tallos más pequeños. En este sentido, este capítulo complementa estudios anteriores (Reque et al. 2007, Gyenge et al. 2009) al aportar ecuaciones de volumen correspondientes a clases de diamétricas menores. Esto es

importante porque los patrones de asignación de la biomasa del árbol difieren con la edad (Gargaglione et al. 2010) y, por lo tanto, las ecuaciones alométricas no son válidas más allá del rango de ajuste (Huber et al. 2016).

3.4.2. Producción media anual de biomasa

A medida que aumentó la intensidad de cosecha, hubo dos efectos principales. En primer lugar, aumentó el número de plantas que rebrotan (Cuadro A3.1). En segundo lugar, la respuesta positiva no lineal del volumen de planta al aumento de las intensidades de cosecha, especialmente en los sitios de ladera. Juntos, determinaron un fuerte efecto positivo de la cosecha en la producción de biomasa a nivel de parcela (nivel de comunidad) en estos sitios.

Estos resultados concuerdan con hallazgos anteriores, como los de Forrester et al. (2003) al trabajar en los bosques de *Eucalyptus sieberi*, estos autores encontraron una fuerte relación entre la intensidad de cosecha y el crecimiento de rebrotes durante los primeros años después de la intervención, concluyendo que esto se debió al aumento de la disponibilidad de agua y luz. No obstante, al comparar la calidad del sitio; el área basal del rebrote fue mucho más baja en rodales con mayor calidad de sitio debido a una menor frecuencia de incendios y al mecanismo de regeneración predominante, semillas en lugar de regeneración asexual.

La producción de biomasa fue relativamente baja en comparación con las especies exóticas que se utilizan bajo ciclos de rotación corta en regiones mediterráneas, como el álamo (Kauter et al. 2003; Oliveira et al. 2018), pero similar a otros bosques nativos (Mroz et al. 1985). Muy pocos estudios se han centrado en la productividad de los matorrales del norte de la Patagonia. Estudios anteriores estimaron $2413 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en matorrales de alrededor de 80 años (Gyenge et al. 2008). El modelo de este trabajo estima

un incremento medio anual de alrededor de $3043 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de biomasa de rebrotes menores de 4 años en los sitios de alta y media calidad, si se ralea el total de la biomasa (es decir, la extracción del 100% del área basal). Al utilizar una densidad básica de madera de 630 kg m^3 , la productividad de estos sitios sería cercana a la encontrada por Gyenge et al. (2008). Hay múltiples fuentes de variación al comparar entre distintas tasas de crecimiento reportadas que deben ser tenidas en cuenta. Un aspecto importante es que las diferencias entre ambas estimaciones podrían deberse a los patrones de crecimiento asintótico de las especies mencionados anteriormente. Además, diferencias entre rodales (densidad de plantas y composición) pueden tener un efecto significativo a la hora de generalizar resultados ya que tiene un efecto directo en el crecimiento del rodal. Finalmente es necesario remarcar que no se realizaron tratamientos de cosecha al 100%, por lo que, aunque es útil para la comparación, el resultado de esta extrapolación debe ser usada con cuidado.

Aunque los sitios de media y alta calidad fueron iguales respecto a la edad post-fuego (estimados en tiempo desde el incendio) y en la composición (Cuadro 1.1), se encontraron fuertes diferencias en la cosecha de leña (Cuadro 1.1) incluso más de lo esperado según las diferencias en la tasa de crecimiento de rebrote (Figura 3.2). Esto podría explicarse por las diferencias en el crecimiento en altura, que se expresan cuando comienza la competencia entre plantas. Por ejemplo, Gracia y Retana (2004) encontraron que el crecimiento en altura de rebrotes en *Quercus ilex* variaba con la calidad del sitio y que las diferencias aumentaban con el tiempo. En este caso, esto se apoya en el hecho de que los sitios difieren en altura dominante, que es una expresión de las condiciones del sitio (Bahamonde et al. 2018, Gracia y Retana 2004, Skovsgaard y Vanclay 2008). De hecho, se encontró que en *N. antarctica*, la única especie presente en todos los sitios, el crecimiento en altura de los rebrotes cambia entre sitios. No obstante, para seguir

profundizando en las diferencias entre calidades de sitio, estudios posteriores deberían incorporar repeticiones de calidad de sitio. A la vez, sería interesante incluir mediciones de tamaño de tocón ya que podría tener efecto en el vigor del rebrote (Kadavý et al. 2019) y ayudaría a distinguir efectos debido a la calidad de sitio a efectos, por ejemplo, de la edad de la planta cortada.

Realizar fajas de cosecha ha sido poco explorado en los matorrales de la Patagonia norte. La productividad de la biomasa se estimó solo mediante plantas de rebrote jóvenes. El componente remanente no se incorporó en el modelo de producción de biomasa porque ayuda a mantener la cobertura forestal continua, que es clave para la provisión de servicios ecosistémicos según lo exige la legislación local (Ley Nacional 26.331) (Coulin et al. 2019). Esto es especialmente importante ya que el manejo forestal con fines energéticos requiere periodos de rotación relativamente cortos que implican pérdida en la resiliencia ecológica (Cavallero et al. 2015). No obstante, hay que tener en cuenta que a la hora de diseñar el ciclo leñero, posteriores intervenciones van a ser llevadas a cabo sobre el remante, y eventualmente todo el matorral estará representado por áreas (fajas) en diferentes estados de crecimiento, aspecto que deberá estudiarse a largo plazo.

3.5. Conclusiones particulares

Este capítulo es una primera aproximación a la cuantificación de la producción de biomasa proveniente de rebrotes jóvenes de los matorrales del norte de la Patagonia bajo un gradiente de cosecha en calidades de sitio contrastantes. El crecimiento de los matorrales mostró una fuerte respuesta positiva a la intensidad de corte en el sitio con orientación norte y sur. Por el contrario, la producción de biomasa fue baja y no respondió en el fondo del valle, lo que sugiere que los sistemas intensivos de cosecha para la

producción de biomasa no son viables en tales condiciones ambientales. Por otro lado, el efecto de crecimiento y cosecha varió entre las especies. En ambos sitios de ladera, *L. hirsuta* y *D. juncea* exhibieron las tasas de crecimiento y respuesta más altas. Por lo tanto, el manejo para la producción de biomasa debería promover la cobertura de estas especies, por ejemplo, a través de plantaciones o eliminando la competencia de otras especies. Este enfoque también puede ser relevante para manejar otros matorrales nativos y exóticos en todo el mundo, donde este tipo de estructuras forestales abundan y podrían ser una fuente importante de biomasa para combustibles.

Capítulo 4. Características energéticas de la leña y ecuaciones de biomasa de las especies forestales dominantes²

² Este capítulo se encuentra en prensa en Southern Forests:

Goldenberg, M.G., Cardoso, Y.A., Oddi, F.J., Garibaldi, L.A. Fuelwood energy characteristics and biomass equations of the dominant species of northern Patagonia shrublands. *Southern Forests*.

4.1. Introducción

La biomasa forestal para la generación de energía está recibiendo gran atención a nivel mundial. Es una fuente de energía renovable que puede ser neutral en términos de balance de emisiones de dióxido de carbono (Abbasi y Abbasi 2010). Estas características son importantes ante el desafío actual representado por el cambio climático global, ya que reduce la dependencia de las fuentes de energía no renovables (Panwar et al. 2011). Además, puede contribuir a aumentar y diversificar la matriz energética de los países, que es una de las claves para el desarrollo sostenible.

Aunque los matorrales tienen propiedades adecuadas para la producción de energía, y la biomasa derivada de estos ecosistemas está ganando importancia (González-González et al. 2017). Históricamente estos tipos forestales han sido remplazados por forestaciones con especies exóticas de rápido crecimiento manejadas con fines industriales (Schlichter y Laclau 1998), por ejemplo, en estos ecosistemas, el conocimiento sobre las características energéticas de la biomasa es limitado. Por lo tanto, la generación de información básica sobre la cantidad y la calidad energética de la biomasa leñosa de matorrales es clave para diseñar esquemas de manejo orientados hacia la energía (Singh y Khanduja 1984). De hecho, este tipo de bosque tiene el potencial de complementar la biomasa derivada de la cosecha, el raleo o la poda de plantaciones de especies de rápido crecimiento (Karp y Shield 2014).

En Patagonia norte, la información sobre la silvicultura de las comunidades de matorrales es escasa (Grosfeld et al. 2019). Recientemente, la Ley Nacional 26.331 prohíbe el remplazo de gran parte de matorrales nativos por especies exóticas, por lo que la gestión sostenible para la producción de combustible leñoso podría ser una opción viable. Para esto, las estimaciones de biomasa y bioenergía se convierten en un tema crítico. Se han desarrollado ecuaciones de biomasa para algunas especies (Reque et al.

2007, Gyenge et al. 2009), pero no para rebrotes jóvenes que podrían ser importantes para el desarrollo de sistemas de aprovechamiento de rebrotes bajo un esquema de rotación corta (régimen de talar o “short coppice rotation”). Además, las especies dominantes de los matorrales no se han caracterizado en términos de parámetros energéticos. Dicha falta de ecuaciones de biomasa y caracterización energética de la leña restringen el desarrollo de la dendroenergía (Hilbert 2013).

Existen varios parámetros para caracterizar la madera como combustible. Entre los parámetros relacionados con la cantidad de energía, la humedad afecta el valor calorífico y, por lo tanto, se relaciona con la eficiencia energética. El contenido de ceniza, por ejemplo, tiene relevancia tecnológica, ya que perturba el proceso de combustión; e implica mayores esfuerzos en el mantenimiento de estufas y calderas. El valor calorífico cuantifica la energía contenida dentro de la masa leñosa, mientras que la densidad de la madera cuantifica la masa contenida en el volumen de la madera, por lo que la combinación de estas dos variables permite obtener densidad energética; es decir, energía en volumen leñoso (FAO 2017). Finalmente, el índice de valor de la leña (IVL) es útil para comparar especies, ya que combina los parámetros mencionados anteriormente (aumenta con la densidad de energía y disminuye con el contenido de cenizas y humedad) (Purohit y Nautiyal 1984.). Sin embargo, ninguno de estos parámetros se ha determinado sistemáticamente para las especies de matorrales de Patagonia norte.

El objetivo de este capítulo es evaluar las características energéticas de las principales especies del matorral del norte de la Patagonia, específicamente: (1) ajustar ecuaciones de biomasa (peso) de las especies para rebrotes jóvenes (menores a 4 años), derivadas de medidas de campo (2) cuantificar los parámetros energéticos de la leña, y (3) estimar el stock de biomasa y bioenergía utilizando como ejemplo tres rodales bajo manejo experimental (Capítulo 1).

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Muestreo de campo

El muestreo de campo se llevó a cabo a principios de noviembre de 2017. Las especies seleccionadas fueron: *N. antarctica*, *L. hirsuta*, *S. patagonicus*, *D. juncea* y *E. coccineum*. Se seleccionaron al azar tres individuos adultos por especie ($n = 15$) dentro de la vegetación remanente (es decir, de la zona sin intervenciones). En cada individuo muestreado, se extrajeron dos rodajas de 2 cm de ancho (secciones transversales) (Foto 4.1) y una pieza de tronco de ~15 cm de largo. Se colocaron todos los materiales en bolsas de plástico herméticas y se llevaron al laboratorio. Con las rodajas de tallo, se determinó la humedad y densidad de la madera. Se prepararon alícuotas de los troncos pequeños para determinar el contenido de cenizas y el valor calorífico (Foto 4.2.).



Foto 4.1. Rodajas de fuste recolectadas.

Para el desarrollo de las ecuaciones de biomasa, se utilizaron los mismos tallos que se cosecharon al azar para el Capítulo 3 (entre 10-17 rebrotes de edad ~4 años por especie) para ser pesados y medidos en el laboratorio. Con el diámetro basal (DB) y altura (A) se estimó el peso seco de los tallos para desarrollar las ecuaciones de biomasa.

4.2.2. Análisis de laboratorio

Las medidas de los rebrotes utilizados en las ecuaciones individuales de biomasa se obtuvieron del tallo principal de los rebrotes cosechados sin ramas ni hojas (entre 10 y 17 para cada especie), y cuando esto fue difícil de determinar (por ejemplo, debido a bifurcaciones, horquillas, etc.), se seleccionó el tallo más largo. Para cada tallo, se registró la altura (A) y el diámetro a 3 cm desde la inserción al tocón (DB). Se secaron los tallos cosechados hasta peso constante y se pesaron con una balanza de precisión (0,01 g).

Para cuantificar la humedad de las muestras, se aplicó el método gravimétrico indirecto. El peso seco se obtuvo secando el material en un horno hasta alcanzar un peso constante. Se calculó la humedad en base seca (Hbs).

$$H_{bs} = \frac{w_w - d_w}{d_w} * 100$$

donde w_w es peso húmedo en g; y d_w es peso seco en g.

La densidad básica de madera (d) se obtuvo a través del método de desplazamiento de agua (Valencia Manzo y Vargas Hernández 1997, Přemyslovská et al. 2007):

$$d = \left(\frac{d_w}{w_p} \right) * w_d$$

donde d_w es peso seco en g; w_p es el peso del líquido desplazado o empujado por la muestra sumergida en g; y w_d es la densidad del agua en g cm^{-3} .

Para determinar el contenido de cenizas, se secaron las alícuotas en horno durante 48 h, se pulverizaron con una escofina (Foto 4.2) y se tamizó con una malla n.º 35. Luego

se colocó, el material, en cápsulas de porcelana (Foto 4.3) y en una mufla durante 4 horas a 550 °C para su incineración completa. Finalmente, se determinó el contenido de cenizas sobre base seca (CCbs):

$$CC_{bs} = \frac{C_{c+ce} - c_c}{c_{c+m} - c_c} * 100$$

donde cc + ce es el peso de la cápsula más el de las cenizas resultantes en g; cc es el peso de la cápsula en g; y cc + m es el peso de la cápsula más el del material seco en g.



Foto 4.2. Preparación de material para análisis

Se determinaron los valores caloríficos superior e inferior (VCS y VCI, respectivamente). La diferencia entre ellos se basa en la forma en que se trata el vapor de agua generado durante la combustión: si después de la combustión se contabiliza el calor

latente generado por el vapor de agua, se obtiene el VCS (Eimil-Fraga et al. 2019, Proupín-Castiñeiras et al. 2019), pero si en cambio, el vapor de agua se pierde junto con otros gases de combustión, se obtiene la VCI.



Foto 4.3. Determinación de cenizas, material dentro de las capsulas.

La determinación del VCS se llevó a cabo en el Laboratorio de Termodinámica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Nordeste (UNNE) utilizando una bomba calorimétrica de Mahler. En cada determinación, se utilizó 1 g de polvo siguiendo el protocolo de prueba de IRAM 17016 y DIN 51900-1-2000. El VCS (cal g^{-1}) se obtuvo de acuerdo con la siguiente expresión:

$$VCS = \frac{E \cdot \Delta T - (c_1 + c_2 + c_3)}{m_c}$$

donde E, el calorímetro equivalente en agua ($2328 \text{ cal } ^\circ\text{C}^{-1}$) no depende de la prueba; ΔT es la variación térmica alcanzada ($^\circ\text{C}$); c_1 es un factor de corrección para el ácido nítrico; c_2 es un factor de corrección para el contenido de azufre; c_3 es la corrección para el cable

de nicrom usado; y m_c indica la masa de combustible (se utilizó 1 g). VCI (cal gr^{-1}) se obtuvo en base a la siguiente expresión (Aniszewska y Gendek 2014):

$$VCI = (VCS - 49,28 * H) * \frac{100 - m_f}{100 - m_s} - 23 * m_f$$

donde H es el contenido de hidrógeno del combustible (%); m_f es el contenido de humedad del combustible (%); y m_s es el contenido de humedad de la muestra utilizada para calcular el VCS (%).

Debido a que se calculó VCI sobre base seca ($m_f = 0$) y utilizando material seco ($m_s = 0$), la expresión anterior se redujo a:

$$VCI_{m0} = VCS - 49,28 * H$$

En *L. hirsuta* y *N. antarctica*, se obtuvieron los valores de H (6,1 y 5,4%, respectivamente) de la literatura (Carmona-Cerda y Alvaro-Urzuá 2013). Dado que para las otras especies estudiadas no se encontró información, se utilizó el promedio (5,9%) de otras especies nativas de la región para las que se informa H (Carmona-Cerda y Alvaro-Urzuá 2013). Se transformó VCS y VCI a MJ kg^{-1} .

Finalmente, se calculó la densidad energética (DE) a partir de multiplicar VCI por la densidad básica ($DE = VCI * d$); y se utilizó junto con el contenido de cenizas y la humedad para calcular el índice de valor de la leña (IVL) (Purohit y Nautiyal 1984):

$$IVL = \frac{VCI_{m0} * d}{CCbs * Hbs}$$

4.2.3. Análisis estadístico

Las ecuaciones de biomasa individual para cada especie se obtuvieron ajustando regresiones lineales múltiples con la función *gls()* en el software R 3.5 (R Core Team 2017). En estos modelos, el peso seco del tallo de rebrote fue la variable de respuesta y se modeló en función de las variables independientes y de forma aditiva: diámetro basal (DB), el diámetro basal cuadrado (DB²), la altura total (A) y la altura total al cuadrado (A²). Para cada especie, se seleccionó el mejor modelo basado en el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Garibaldi et al. 2017), utilizando la función *dredge()* del paquete MuMin (Barton 2018). Se verificaron los supuestos de homocedasticidad y normalidad mediante la evaluación visual de los gráficos residuales (valores reales vs. valores predichos, gráficos qq) y las pruebas de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov (*shapiro.test* y *ks.test*, respectivamente). Se usó el software R. Cuando fue necesario, se modelaron las varianzas con *VarPower* () en función de los valores predichos (Pinheiro et al. 2018).

Se estimaron los parámetros energéticos de las maderas ajustando modelos lineales con especie como la variable predictiva (variable categórica con cinco niveles). Para las comparaciones entre especies, se realizó un análisis de varianza (ANOVA, $\alpha = 0.05$) y se aplicaron pruebas a posteriori cuando se detectaron diferencias (prueba de Tukey, $\alpha = 0.05$).

4.2.4. Estimaciones de stock de biomasa y bioenergía.

Las medidas de dimensiones de tallos y número de tallos para las estimaciones de stock de biomasa y bioenergía fueron obtenidas del Capítulo 3. En el Cuadro 4.1 se resumen los valores medios (de dos réplicas) de cada variable medida en las plantas rebrotando para los tres sitios (Capítulo 3). Para este capítulo se utilizó únicamente los tratamientos

de 50% de cosecha, ya que el objetivo fue mostrar como podría utilizarse la información generada en este capítulo, mientras que los aspectos de manejo ya han sido explorados en el capítulo anterior. Para cada especie, se obtuvo el stock de biomasa de plantas de rebrotes (g planta^{-1}) multiplicando el peso seco del tallo, estimado a partir de las ecuaciones de biomasa desarrolladas y utilizando DB y A como variables predictivas (Cuadro 4.1), por el número promedio de tallos por tocón para cada especie (Cuadro 4.1). Luego, se obtuvo el stock de biomasa a nivel de parcela (kg ha^{-1}) multiplicando el stock de biomasa de la planta por el número de plantas que rebrotaron (después de una cosecha de 50%) siguiendo el capítulo anterior (Capítulo 3). El stock de bioenergía (MJ ha^{-1}) se obtuvo multiplicando el stock de biomasa por VCI. Este procedimiento se repitió para los sitios de alta, media y baja calidad.

Cuadro 4.1. Valores medios de DB, Altura, número de tallos por planta y número de plantas rebrotando en parcelas con 50% de intensidad de cosecha para los sitios de alta, media y baja calidad.

Sitio	Especies	DB promedio (mm)	Altura promedio (cm)	Promedio de n° rebrotos por tocón	N° plantas (pl. ha^{-1})
Alta	<i>N. antarctica</i>	10,5	121,0	10,0	541
	<i>L. hisuta</i>	15,9	132,5	15,5	167
	<i>S. patagonicus</i>	12,2	111,0	18,5	501
	<i>D. juncea</i>	12,6	168,0	24,0	167
	<i>E. coccineum</i>	10,5	128,9	11,5	231
Media	<i>N. antarctica</i>	9,9	98,8	12,5	370
	<i>L. hisuta</i>	10,8	87,4	16,5	114
	<i>S. patagonicus</i>	8,6	70,9	13,0	343
	<i>D. juncea</i>	12,9	164,9	9,0	114
Baja	<i>E. coccineum</i>	8,6	97,2	14,0	58
Baja	<i>N. antarctica</i>	5,3	41,3	7,0	2122

4.3. Resultados

4.3.1. Ecuaciones de biomasa

Todos los modelos mostraron buen ajuste en función del gráfico de bondad de ajuste (Figura 4.1). El diámetro basal y la altura fueron seleccionados como predictores para predecir el peso del tallo. Para todas las especies, el peso mostró una respuesta no lineal al diámetro basal y la altura (ver ecuaciones en la Figura 4.1). La variabilidad aumentó con el peso y, por lo tanto, se aplicó funciones de varianza en todos los modelos para cumplir con los supuestos del modelo.

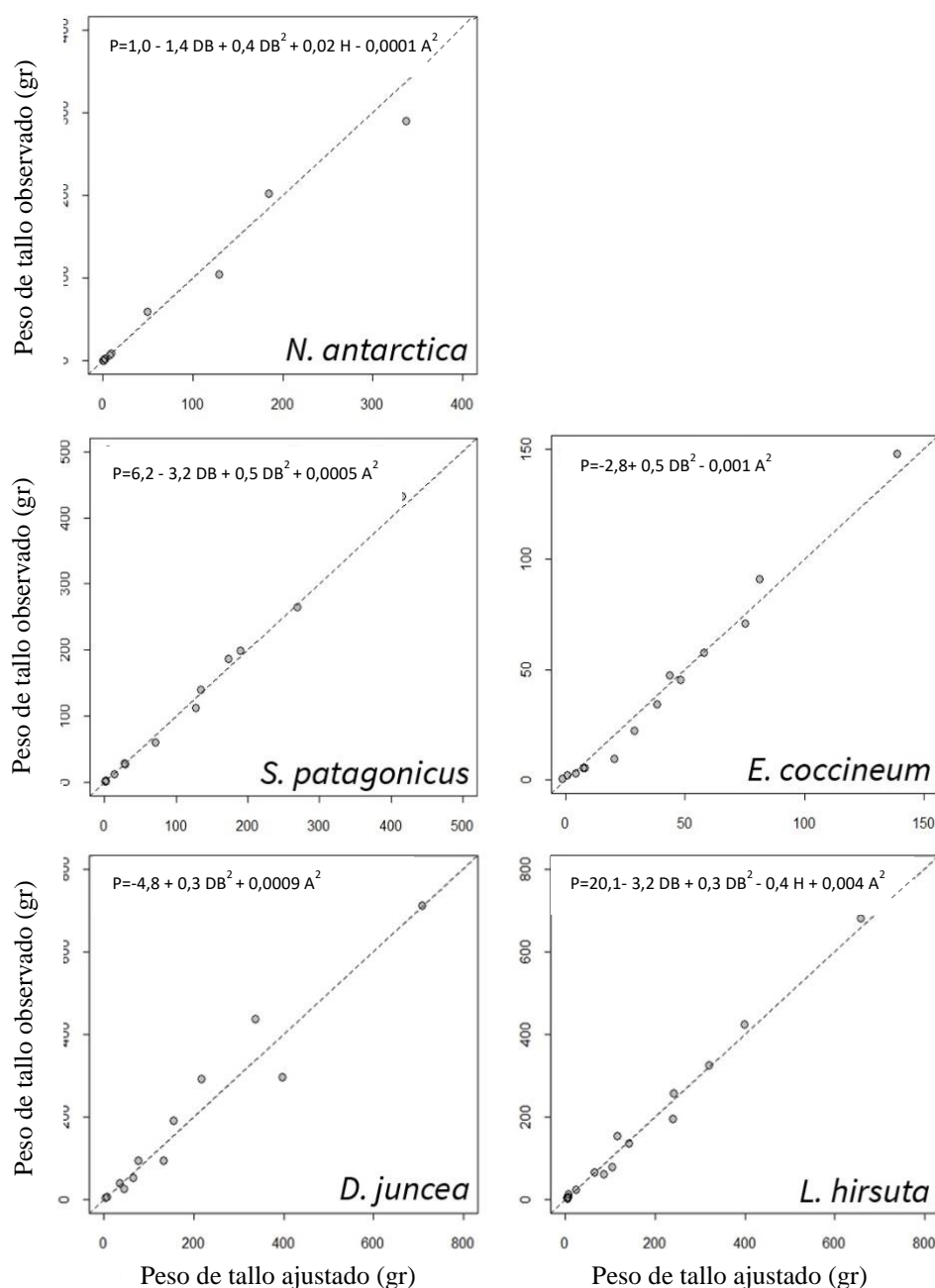


Figura 4.1. Valores observados versus predichos del peso del tallo que muestran la bondad de ajuste de las ecuaciones de biomasa desarrolladas para los rebrotes de cinco especies nativas del norte de la Patagonia. El modelo seleccionado para cada especie se da en cada gráfico. Se predijo el peso seco del tallo en función de los términos lineales y cuadráticos del diámetro basal del tallo (DB) y la altura (A). En todos los casos, se usó la función *VarPower()* para modelar varianzas heterogéneas.

4.3.2. Caracterización energética de las maderas

Todas las especies mostraron en promedio un 80% de contenido de humedad. El mayor contenido de humedad de la madera fue en *L. hirsuta* (94%) y el menor contenido de

humedad fue en *D. juncea* (75%) (Cuadro 4.2). Las otras especies no difirieron estadísticamente de estas dos (Cuadro 4.2). Las densidades de madera más altas fueron las de *N. antarctica*, *D. juncea* y *S. patagonicus* (530,1-564,6 kg m⁻³), mientras que los valores más bajos correspondieron a *E. coccineum* y *L. hirsuta* (446,2 - 462,7 kg m⁻³). Las diferencias entre *N. antarctica*, *D. juncea* y *S. patagonicus* no fueron estadísticamente significativas (Cuadro 4.2); mientras que los valores observados en *E. coccineum* y *L. hirsuta* fueron, en promedio, aproximadamente un 18% más bajos (Cuadro 4.2). *E. coccineum* fue la especie con el contenido de cenizas más bajo (0,2%), mientras que el valor más alto fue en *S. patagonicus* (2,1%) y fue aproximadamente 10 veces mayor. Las otras especies no difirieron estadísticamente de estas dos (Cuadro 4.2).

En cuanto a los valores caloríficos, se detectaron diferencias entre todas las especies. La especie con el VCS más alto fue *L. hirsuta* con 19,6 MJ kg⁻¹ (Cuadro 4.2). Ese valor fue 13% más alto que el de *D. juncea* (Cuadro 4.2), la especie con el peor desempeño calorífico. Las diferencias observadas de VCS entre las especies fueron equivalentes a las diferencias de VCI (Cuadro 4.2), ya que esta última se obtiene de una transformación directa de la primera. La densidad energética observada en *N. antarctica* fue aproximadamente un 19% más alta que en *E. coccineum*, la especie con el valor más bajo. Las otras especies no difirieron estadísticamente de estas dos (Cuadro 2). Cuando se combinan, los parámetros anteriores dan como resultado el IVL. Según este índice, *E. coccineum* (IVL \approx 6964, Cuadro 4.2) proporciona las mejores propiedades como combustible, principalmente debido a su bajo contenido de cenizas.

Cuadro 4.2. Estimaciones de los parámetros para las diferentes especies \pm desviación estándar. Para todos los parámetros hubo un efecto significativo de las especies bajo la prueba F del ANOVA ($\alpha = 0,05$). Las letras iguales no representan diferencias según la prueba de Tukey a posteriori ($p \leq 0,05$). CC: contenido de cenizas; VCS: valor calorífico superior; VCI: valor calorífico inferior; DE: densidad energética; IVL: índice de valor de leña.

Parámetro energético	Especies				
	<i>L. hisruta</i>	<i>E. coccineum</i>	<i>S. patagonicus</i>	<i>N. antarctica</i>	<i>D. juncea</i>
Humedad (%)	94,2 \pm 5,8 ^a	90,5 \pm 9,2 ^{ab}	87,4 \pm 3,2 ^{ab}	81,2 \pm 9,2 ^{ab}	75,4 \pm 5,5 ^b
Densidad (kg m ⁻³)	462,7 \pm 22,2 ^{ab}	446,2 \pm 24,3 ^b	530,1 \pm 12,5 ^{ac}	564,6 \pm 34,1 ^c	551,5 \pm 35,7 ^c
CC (%)	0,7 \pm 0,4 ^{ab}	0,2 \pm 0,2 ^b	2,1 \pm 0,6 ^a	1,7 \pm 0,3 ^{ab}	1,2 \pm 0,9 ^{ab}
VCS (MJ kg ⁻¹)	19,6 \pm 0,1 ^a	18,8 \pm 0,1 ^b	18,1 \pm 0,1 ^c	17,7 \pm 0,1 ^d	17,3 \pm 0,1 ^e
VCI (MJ kg ⁻¹)	18,3 \pm 0,1 ^a	17,6 \pm 0,1 ^b	16,8 \pm 0,1 ^c	16,6 \pm 0,1 ^d	16,0 \pm 0,1 ^e
DE (GJ m ⁻³)	8,46 \pm 0,4 ^{ab}	7,9 \pm 0,4 ^b	8,93 \pm 0,2 ^{ab}	9,35 \pm 0,6 ^a	8,84 \pm 0,6 ^{ab}
IVL	1755,6 \pm 1316,3 ^{ab}	6964,1 \pm 4339,3 ^a	507,7 \pm 105,5 ^b	692,6 \pm 33,4 ^b	1341,7 \pm 696,5 ^b

4.3.3. Estimaciones de stock de biomasa y bioenergía

Con las ecuaciones de biomasa desarrolladas se pudo estimar el stock de biomasa de tres matorrales contrastantes (Cuadro 4.3). Los stocks de bioenergía variaron entre 1,33 GJ ha⁻¹ a 17,96 GJ ha⁻¹ según las condiciones del sitio, la densidad de las plantas y la composición de las especies

Cuadro 4.3. Cálculo del stock de biomasa y bioenergía a partir de rebrotes de entre 3 y 4 años en tres matorrales contrastantes. Se obtuvo el stock de biomasa multiplicando el peso seco del tallo estimados (Figura 4.1) por el número promedio de tallos por planta y densidad de plantas (Cuadro 4.1). El stock de bioenergía se obtuvo multiplicando VCI por el stock de biomasa.

Sitio	Especies	Peso tallo (g st ⁻¹)	Peso planta (g pl ⁻¹)	VCI (MJ kg ⁻¹)	Stock biomasa (Mg ha ⁻¹)	Stock de bioenergía (GJ ha ⁻¹)
Alta	<i>N. antarctica</i>	32,33	323,28	16,6	1,07	17,96
	<i>L. hirsuta</i>	61,38	938,67	18,3		
	<i>S. patagonicus</i>	44,03	782,93	16,8		
	<i>D. juncea</i>	65,77	1543,27	16,0		
	<i>E. coccineum</i>	32,45	360,53	17,6		
Media	<i>N. antarctica</i>	28,44	352,50	16,6	0,34	5,66
	<i>L. hirsuta</i>	17,60	295,49	18,3		
	<i>S. patagonicus</i>	17,42	254,04	16,8		
	<i>D. juncea</i>	69,10	594,64	16,0		
	<i>E. coccineum</i>	22,76	318,63	17,6		
Baja	<i>N. antarctica</i>	5,53	37,63	16,6	0,08	1,33

* El sitio de alta y media calidad tuvieron la misma composición, pero diferente densidad de plantas.

4.4. Discusión

4.4.1. Ecuaciones de biomasa

Las ecuaciones desarrolladas comprenden a ecuaciones estándares tradicionales e individuales ya que incluyen diámetro y altura de tallo y fueron realizadas para estimar la biomasa individual (Lencinas et al. 2002). Además, no incluyen aspectos relacionados con la calidad de sitio. Existen varias ecuaciones desarrolladas para estimar volumen individual de *N. antártica* en Patagonia sur (ej. Martinez-Pastur 1995, Ivanchich 2013) pero hay pocos modelos orientados a estimar el peso de rebrotes de diámetros pequeños (menores a 3 cm de DB).

Debido a que los patrones de asignación de biomasa difieren con la edad de los árboles (Gargaglione et al. 2010), las ecuaciones alométricas generadas a partir de árboles más grandes no son aplicables a los árboles cuyos diámetros o alturas están más allá del rango de ajuste de un modelo dado (Huber et al. 2016). Por lo tanto, estas ecuaciones de biomasa complementan la familia de ecuaciones locales desarrolladas previamente para la comunidad analizada en la misma cuenca forestal de Patagonia norte (Reque et al. 2007, Gyenge et al. 2009).

Dado que en este capítulo se desarrollaron ecuaciones para rebrotes juveniles, se utilizó el diámetro de la base del tallo (en lugar del diámetro a la altura del pecho, 1.30 metros sobre el suelo, DAP) como predictor. El DBH podría ser un mal indicador de la biomasa para árboles pequeños (Wirth et al. 2004), ya que podría ubicarse en la corona, incluso en pies bifurcados (Huber et al. 2016). Por ejemplo, en *D. juncea*, el diámetro basal (si es mayor de 3 cm) es un mejor predictor del peso del tallo que el DBH (Gyenge et al. 2009).

De acuerdo con estudios anteriores, este capítulo muestra que incluir la altura en las estimaciones de biomasa es importante para lograr estimaciones más precisas (Joosten et al. 2004, Gargaglione et al. 2010, Cienciala et al. 2015). Si bien esto implica un trabajo de campo adicional, la incorporación de esta variable mejora la estimación de la biomasa, lo que podría tener implicaciones en el manejo. Por ejemplo, las mediciones confiables del stock de biomasa permitirían diseñar ciclos de cosecha sin comprometer o subutilizar el recurso.

4.4.2. Caracterización energética de las maderas

Debido a que la combustión eficiente requiere un contenido de humedad inferior al 30% (BUN-CA 2002), estos los resultados de este capítulo sugieren que las maderas de las especies analizadas deberían perder aproximadamente el 50% de humedad antes de ser utilizadas como combustible. Se sabe que el poder calorífico disminuye linealmente con el contenido de humedad (FAO 2017); por lo tanto, si el tiempo de secado de la leña no es suficiente, la madera se quemaría de manera ineficiente y se necesitaría más combustible para lograr la energía requerida. Si bien es relevante para las aplicaciones de bioenergía, la dinámica temporal de la humedad del leño vinculada al tiempo de secado no se ha estudiado en la Patagonia norte.

Los resultados sugieren que las especies de matorrales patagónicos tienen mayor densidad de madera que la de *Populus sp.* (Kauter et al. 2003) o *P. ponderosa* (Andreassi et al. 2017), cuyos residuos de raleo se utilizan como leña en la región (Andreassi et al. 2017). En particular, *N. antarctica* fue la especie con la densidad más alta (Cuadro 2), aunque el valor estimado (Cuadro 4.2) fue menor que el reportado anteriormente (Solórzano-Naranjo 2017). Sin embargo, ambos valores pueden no ser directamente comparables, ya que la densidad de la madera varía con la edad (Senelwa y Sims 1999), y el estudio anterior mencionado muestreaba individuos tipo arborescentes que crecen en bosques altos (Solórzano-Naranjo 2017). La densidad de las maderas de las especies restantes analizadas en este estudio, estuvieron dentro del rango informado para otras especies nativas de la región (Carmona-Cerda y Alvaro-Urzuá 2013). La alta densidad de troncos implica que el carbón permanecerá encendido durante mucho tiempo, aumentando el tiempo de calentamiento (Abbot y Lowore 1999).

El contenido de cenizas fue el parámetro con la mayor variabilidad entre las especies. No obstante, el contenido de cenizas de todas las especies analizadas fue inferior al 2% (Cuadro 2), excepto para *S. patagonicus*. En *N. antarctica* (1,7%) y *L. hirsuta*

(0,7%) el contenido de cenizas fue mayor que los valores reportados en la bibliografía (1,3% y 0,5%, respectivamente) (Carmona-Cerda y Alvaro-Urzuá 2013, Solórzano-Naranjo 2017). Sin embargo, a diferencia de tales estudios, los análisis de este capítulo incluyeron la corteza, que aumenta el contenido de cenizas (Ragland et al. 1991) y que generalmente es un componente de la leña y chips.

El VCS estimado en este capítulo se encuentra dentro del rango informado para las especies arbóreas nativas de los bosques patagónicos (por ejemplo, *N. pumilio*, *Austrocedrus chilensis*, *N. domeyi*) (Solórzano-Naranjo 2017), y duplicó la de algunos arbustos nativos de la estepa patagónica que se usan comúnmente como combustibles (ej. *Berberis microphylla*, *Prosopis denudans* y *Schinus johnstonii*) (Cardoso et al. 2015). De las especies analizadas, solo se encontró el VCI de *N. antarctica* en la literatura (Solórzano-Naranjo 2017) y fue similar al obtenido en este capítulo. De acuerdo con estos resultados, las especies leñosas de los matorrales del norte de la Patagonia tienen valores caloríficos similares a los de las principales especies de árboles plantadas para bioenergía en regiones mediterráneas, como *Salix spp.* y *Populus spp.* (Senelwa y Sims 1999, Klasnja et al. 2010).

El mayor valor de densidad energética de *N. antártica* es interesante, ya que *N. antarctica* es la especie más dominante en estos matorrales, y está presente en formaciones mixtas y matorrales puros en la Patagonia norte (Reque et al. 2007, Capítulo 1). La densidad energética es un parámetro importante, porque expresa la cantidad de energía por unidad de volumen; Es decir, combina el valor calorífico con la densidad de la madera. La alta densidad de energía observada en las especies nativas de matorrales se debe principalmente a la alta densidad de su madera. Estas especies tienen una densidad alta en comparación con las utilizadas en silvicultura de rotación corta (en inglés: short rotation coppice), por ejemplo, entre 320 y 400 kg m⁻³ para clones de *Salix spp.* de

distintas edades (Klasnja et al. 2010), lo que se sugiere que las especies de matorral que son económicamente eficientes; ya que la cantidad de energía transportada aumenta (es decir, se reducen los costos unitarios) con la densidad de la madera (Demirba 1997). Dado que el volumen es comúnmente la unidad de referencia en el mercado de la leña de la región, la información generada en este capítulo puede ser útil para definir precios diferenciales de la leña.

El IVL es particularmente relevante para el uso industrial, ya que la acumulación de cenizas conlleva la formación de escoria y corrosión, que afectan el proceso de conversión térmica a gran escala (Ngangyo-Heya et al. 2019). Además, es problemático para el uso doméstico porque aumenta los costos de mantenimiento de calderas y estufas (Ngangyo-Heya et al. 2016). El IVL de *L. hirsuta* no difirió significativamente del de *E. coccineum* (Cuadro 4.2); pero a diferencia de este último, el valor relativamente alto obedeció al efecto combinado de todas las propiedades energéticas de la madera (Cuadro 4.2). El IVL encontrado en todas las especies analizadas fue mayor, o al menos tan alto como el observado en los arbustos nativos de la estepa patagónica comúnmente utilizados como combustible por pobladores de la estepa patagónica (Cardoso et al. 2015).

4.4.3. Estimaciones de stock de biomasa y bioenergía.

Los matorrales del norte de la Patagonia son ecosistemas diversos y usualmente forman estructuras complejas lo que dificulta las estimaciones de stock de biomasa. En el capítulo anterior se ha discutido las diferencias entre la productividad de la biomasa en estos sitios contrastantes, pero en este capítulo se estimó el stock de biomasa (peso) a través de las ecuaciones de biomasa enfocadas en rebrotes jóvenes. Se encontró que, entre 3 y 4 años desde la intervención, el matorral más productivo produjo $\approx 1,07 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomasa

de tallo seco, el sitio de media calidad produjo $\approx 0,34 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomasa de tallo seco y el sitio de baja calidad produjo $\approx 0,08 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomasa de tallo seco. En estas estimaciones hay diferentes fuentes de variación: número de tallos por tocón, dimensiones de tallos, número de plantas que rebrotan (es decir, densidad de plantas) y composición, pero con las ecuaciones de biomasa desarrolladas en este capítulo, las estimaciones de stock de biomasa son factibles.

El stock de bioenergía se calculó solo a partir de rebrotes jóvenes, por lo que los valores en la Cuadro 4.3 son una sobrestimación, ya que los valores caloríficos pueden aumentar con la edad y determiné el VCI a partir de árboles más viejos de la faja remanente (Eimil-Fraga et al. 2019). Además, el valor calorífico está influenciado principalmente por el contenido de humedad (Aniszewska y Gendek 2014) y se calculó el VCI en base seca, por lo que los valores de bioenergía en la Cuadro 4.3 representan una referencia para futuras investigaciones. En última instancia, el stock de bioenergía se debe determinar de acuerdo con el contenido de humedad del combustible en el momento en que se usa para quemar. Sin embargo, este es el primer intento de cuantificar la bioenergía contenida en rebrotes jóvenes del matorral de Patagonia norte.

4.5. Conclusiones particulares

En este capítulo se cuantificaron aspectos del potencial bioenergético de los matorrales mediterráneos del norte de la Patagonia, un tema relevante para los desafíos del cambio global y el desarrollo sostenible. La bioenergía está directamente relacionada con el uso del suelo, e históricamente, la ciencia forestal ha descuidado el manejo de los matorrales mediterráneos. Por lo tanto, la información proporcionada en este capítulo es importante a nivel local y relevante para la silvicultura Mediterránea en general.

Uno de los temas abordados se relacionó con la producción de biomasa y se evaluó mediante el desarrollo de ecuaciones de biomasa para pequeños rebrotes de cinco especies nativas de la Patagonia norte, que mostraron un buen desempeño. Esta información complementa la provista en estudios previos enfocados en las clases de diámetros mayores; y es una contribución importante para las estimaciones de stock de biomasa como se mostró en tres matorrales contrastantes (Cuadro 4.3). Además, es útil para diseñar esquemas de gestión basados en la comercialización de biomasa y las demandas energéticas regionales.

A través de la evaluación de la calidad de la energía de la madera, este capítulo da cuenta que las propiedades energéticas de las especies analizadas son comparables a las de otras especies leñosas comúnmente utilizadas como combustibles, tanto en la Patagonia norte como en todo el mundo. Los valores caloríficos más altos se encontraron en *L. hirsuta* y *E. coccineum*; este último muestra también un contenido de cenizas muy bajo, lo que favorece sus propiedades de combustible (índice de valor de leña). *N. antarctica*, la especie más utilizada como leña en la región, proporciona madera de alta densidad energética, debido a su alta densidad. Esto posiciona a la madera de *N. antarctica* como un combustible ventajoso, ya que reduciría los costos de transporte y almacenamiento de energía (algunos de los factores más importantes que influyen en la comercialización). Finalmente, la densidad energética fue relativamente alta en todas las especies analizadas, lo que demuestra su aptitud para su uso energético.

**Capítulo 5. Efectos de la intensidad de aprovechamiento sobre la biodiversidad y
servicios ecosistémicos**

5.1. Introducción

Históricamente, la gestión forestal se ha centrado en favorecer y garantizar en el tiempo la producción de pocos productos con valor comercial y definidos en términos monetarios, por ejemplo, madera, pulpa, productos forestales no maderables, biomasa para energía. El manejo sostenible de un bosque implica, desde el amplio y holístico concepto de la sustentabilidad, también al mantenimiento de la biodiversidad y los múltiples servicios ecosistémicos (SE) que los bosques sostienen. Sin embargo, la respuesta de la biodiversidad y los SE al manejo es a menudo difícil de predecir porque los SE pueden responder de maneras diferentes (resultando en sinergias o compromisos) y con frecuencia de forma no lineal (Steffan-Dewenter et al. 2007, Bennett et al. 2009, Carpenter et al. 2009). Si bien el tema de SE ha sido popular en la investigación ecológica y hay ejemplos valiosos (por ejemplo, Martínez-Pastur et al. 2016, 2017, Peri et al. 2017) las pruebas experimentales de las relaciones entre el manejo forestal y los SE múltiples son aún poco frecuentes (de Groot et al. 2010), especialmente en América del Sur (Balvanera et al. 2012).

La silvicultura (ej. tratamientos intermedios, regeneración de los rodales, plantaciones) apuntan a mejorar los servicios ecosistémicos de provisión (ej. madera, leña, biomasa) pero podría tener efectos negativos en los SE de regulación y mantenimiento, como la formación y protección del suelo (de Groot et al. 2010, Cimon-Morin et al. 2013, Biber et al. 2015). Esta relación de compromiso genera externalidades que no se incorporan cuando la toma de decisiones se basa en análisis financieros centrados en los productos forestales madereros (Capítulo 2). Por otro lado, podría haber escenarios ganar-ganar, considerando que algunas intervenciones orientadas a aumentar los SE de provisión pueden mejorar la diversidad del sotobosque y la riqueza de especies

en forestaciones y sus servicios asociados (Battles et al. 2001). De esta manera, diferentes SE considerados pueden responder de forma distinta a una misma intervención silvícola.

Los efectos de la intensidad de la intervención forestal en la biodiversidad y como consecuencia en otros SE pueden variar según las condiciones del sitio. El modelo de equilibrio dinámico (MED) predice que la productividad del sitio modulará los efectos de la intensidad de cosecha (vista como un gradiente de disturbio) en la diversidad (Huston 2014). Los sitios con mayor productividad pueden tolerar (o incluso beneficiarse de) mayor intensidad de cosecha.

Por ejemplo, los matorrales de *N. antártica* proveen una gran variedad de SE como son los de provisión: leña, pastura para ganado; regulación y mantenimiento: control de erosión, protección de suelos, regulación de incendios y culturales: actividades recreativas (Rush et al. 2017). Además, son los ecosistemas más diversos de la región (Speziale et al. 2010). Este capítulo se focaliza en dos SE tomados como ejemplo: control de incendios y formación y protección de suelo y diversidad que, si bien no es un SE en sí mismo, está ampliamente relacionada con la provisión de estos (MEA 2005). Debido a la complejidad de la medición de resultados de SE directamente, la evaluación de estos se lleva a cabo mediante medidas indirectas derivadas a partir de datos empíricos indicadores (proxys) (Haines-Young et al. 2012)

La remoción de biomasa es una práctica efectiva para reducir la carga de combustible y la probabilidad de propagación de incendios (Regos et al. 2016) lo cual podría favorecer el servicio de protección contra incendios que mitiga o previene el daño causado por el fuego en la salud humana, la seguridad y los medios de vida (ej. el uso de recursos naturales, turismo) (Haines-Young y Potschin 2018, Sil et al. 2019) y que es clave a incorporar en el manejo de los matorrales de *N. antarctica* debido a su gran inflamabilidad y cercanía a los grande centros urbanos de la región (de Torres Curth et

al. 2012). Sin embargo, cuando tiene lugar la intervención forestal, también hay cambios en las condiciones ambientales del sitio. La apertura del bosque puede provocar un aumento de la temperatura durante la estación seca, aumento en las fluctuaciones diarias de la temperatura y la velocidad del viento, y una reducción de la humedad relativa (Trentini et al. 2017). Estos cambios ambientales a nivel del rodal pueden favorecer una reducción en el contenido de humedad del combustible vivo (HCV) del follaje en el rodal remanente. El contenido de humedad de la hoja es un rasgo clave para determinar la inflamabilidad de las comunidades (Cornelissen et al. 2003). Por lo tanto, la recolección parcial de biomasa (es decir, cosecha) podría aumentar la probabilidad de propagación del incendio a través de cambios en el contenido de HCV en la vegetación remanente, pero también reducirlo al disminuir la continuidad horizontal del combustible. Esto ya se ha documentado a escala global (Oddi 2018) y se puede esperar que ocurra a nivel de rodal a través de gradientes de intensidad de cosecha.

La formación y protección del suelo es otro SE importante, ya que es uno de los SE que contribuye en mayor medida al valor ecosistémico total del suelo (Liu et al. 2012). La formación y protección del suelo está asociada en gran medida a la producción de detritos y a la cobertura del suelo (Cotrufo et al. 2015) y es un SE poco explorado en los bosques de Patagonia norte en relación con el manejo. La intervención forestal reduce la densidad del rodal que afecta la producción de detritos y la cobertura del suelo (Harrington y Edwards 1999, Huebschmann et al. 1999, Roig et al. 2005, Jandl et al. 2007). Dichos cambios pueden reducir el horizonte orgánico del suelo del bosque, comprometer la protección del suelo de los cambios extremos de humedad y temperatura, reducir la capacidad de infiltración del agua y promover la erosión del suelo (Osman 2013). Además, la caída de hojarasca es un proceso particularmente importante en el ciclo de los nutrientes de los ecosistemas forestales, ya que proporciona la principal

contribución de carbono y nutrientes al suelo forestal a través de la formación de materia orgánica (Gallardo et al. 1998). Por lo tanto, la formación y protección del suelo es un SE interesante para incorporar en la toma de decisiones forestales.

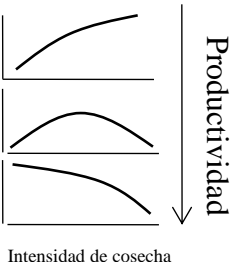
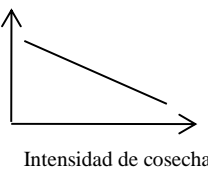
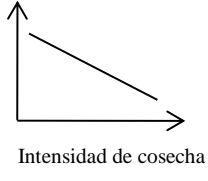
En este capítulo analicé la respuesta de la biodiversidad y los SE de protección contra incendios y formación y protección del suelo a la intensidad de cosecha en calidades de sitio contrastantes en matorrales del norte de la Patagonia. La ventaja del sistema de cosecha en fajas es que es relativamente económico, promueve un dosel heterogéneo y, de este modo, podría promover la diversidad local (alfa) (Ishii et al. 2008, Lindenmayer et al. 2012). Aunque no se espera que la cosecha en fajas modifique la composición de las especies del dosel (al menos en el corto plazo), libera recursos a nivel del suelo que podrían aumentar la cobertura de la vegetación del sotobosque y la diversidad en general (Battles et al. 2001, Ishii et al. 2008). Este sistema silvícola puede ser de particular interés económico cuando el diámetro de los tallos no es importante en los precios de comercialización (por ejemplo, leña) (Capítulo 2).

5.2. Materiales y métodos

5.2.1. Marco de servicios ecosistémicos

En el experimento descrito en el Capítulo 1 (1.4. Área de estudio de la tesis y experimento permanente) se midieron un conjunto de indicadores (*proxys*) asociados a la diversidad de plantas y dos SE en cada una de las 24 parcelas entre noviembre de 2015 y marzo de 2017. La clasificación de SE utilizada se muestra en la Cuadro 5.1. Para este capítulo, se limitó el enfoque a: Biodiversidad, Protección contra incendios, y Formación y protección de suelo.

Cuadro 5.1. Biodiversidad, categorías de SE e indicadores (*proxys*) utilizados en este capítulo

Categorías	Indicador	Unidad	Hipótesis*
Biodiversidad	- Índice de Shannon (Fig. 5.1)	H'	
	- Cobertura de plantas (Fig. A5.1)	%	
	- Riqueza (Fig. A5.2)	nº de especies (r)	
Protección contra incendios	-Humedad de combustibles finos vivos (Figs 5.2 and A5.4) -Cobertura de la continuidad combustibles (Fig. A5.3)	% m ² ha ⁻¹	
Formación y protección de suelo	-Cobertura hojarasca (Fig. 5.3) -Cobertura aérea del suelo (Fig. A5.5)	% %	

* Cada gráfico representa la respuesta esperada de los indicadores a la cosecha. Las hipótesis fueron mencionadas en la sección de introducción con sus respectivas referencias.

5.2.2. Muestreo de campo

5.2.2.1. Biodiversidad: cobertura vegetal, riqueza, índice de Shannon

La diversidad se determinó mediante muestras de vegetación que contenían todas las formas de vida vegetal. En todas las parcelas, se determinó la cobertura de cada especie por método visual en cuadrantes de 1 m². Se utilizaron cuatro cuadrantes por parcela que se colocaron en los cuatro puntos cardinales a 2,5 m del centro de la parcela. Las mediciones se realizaron en la primavera de 2015, otoño de 2016, y se repitieron un año después. En cada medida se identificaron todas las especies. Se calcularon dos

indicadores asociados con la vegetación: riqueza de especies (número de especies: S') y cobertura vegetal (%) y a partir de estos entonces, el índice de Shannon.

El índice de Shannon (diversidad: H') se calculó para la determinación de la diversidad de plantas (Spellerberg y Fedor 2003).

$$H' = - \sum P_B \ln P_B$$

Donde P_B es la abundancia relativa de cada especie.

5.2.2.2 Protección contra incendios: Continuidad del combustible, HCV

Se eligieron dos indicadores para evaluar el efecto de la intensidad de cosecha de leña de matorrales en la protección contra incendios: la continuidad horizontal del combustible y el contenido de humedad del combustible vivo (HCV). Ambos indicadores fueron seleccionados porque son rasgos clave de la inflamabilidad de la comunidad (Cornelissen et al. 2003). Se determinó la continuidad del combustible utilizando sub-parcelas circulares de 8 m de diámetro en el centro de cada parcela. En cada sub-parcela, se midió la circunferencia a la altura de la base de todos los tallos (aproximadamente a 3 cm del nivel del suelo). Luego se calculó el diámetro de la base de todos los tallos y se estimó la cobertura basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$).

Se midió el contenido de humedad del combustible vivo (HCV) durante el verano de 2015 y 2016 en todas las parcelas. Se tomaron muestras de hojas vivas y combustibles finos (Foto 5.1) al cruzar cada parcela en forma perpendicular a la dirección de la faja. Se tomaron muestras mixtas (~100 gr) de cada parcela de los sitios de alta y media calidad y muestras puras de *N. antarctica* (~ 50 gr) en cada parcela de los tres sitios. Se recolectaron las hojas a 2 m de altura en la orientación norte (Bianchi y Defossé 2015).

Las composiciones de muestras mixtas se obtuvieron considerando la composición de especies leñosas de cada parcela (% de cobertura área). Se almacenaron las bolsas dentro heladeras en el campo y luego se obtuvo el contenido de humedad a través del método gravimétrico (78 horas a 62 °C) en el laboratorio (Cornelissen et al. 2003). Se repitió este procedimiento cada 2 semanas durante el verano (enero-marzo), cuando el riesgo de incendio es mayor (Kitzberger et al. 1997).



Foto 5.1. Recolección de hojas para determinación de humedad.

5.2.2.3 Formación y protección del suelo: cobertura de la hojarasca, cubierta aérea del suelo.

Como indicador de la formación y protección del suelo, se utilizó la cobertura aérea del suelo que incluyó la cobertura de dosel de especies leñosas y la cobertura de sotobosque. Esto se calculó sumando la cubierta del dosel remanente ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) después de la cosecha y la cubierta del sotobosque que se midió con las muestras de vegetación como $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$.

Además, se midió la cobertura de hojarasca en cuadrantes de 1 m² (cuatro repeticiones por parcela) durante el otoño y la primavera en 2015-2016 y 2016-2017.

5.2.3. Análisis estadístico.

Para analizar el efecto de la cosecha y la condición del sitio en cada indicador, se ajustaron modelos lineales de efectos mixtos utilizando la función *lme()* del paquete nlme en R 3.5 (R Core Team 2017) y la función *glmer()*, y el paquete lme4 cuando los datos siguieron distribuciones no normales (Bates et al. 2014, Pinheiro et al. 2018). A nivel de parcela, los modelos consideraron el efecto fijo de la intensidad de cosecha (predictor cuantitativo), cosecha al cuadrado (para considerar las respuestas no lineales a la cosecha), el sitio (predictor categórico con tres niveles) y la fecha (predictor categórico). Se consideró la parcela como un efecto aleatorio para evitar las pseudo-replicaciones. Se modelaron las varianzas utilizando la función *VarIdent()* (para más detalles ver Zuur et al. 2009, Pinheiro et al. 2018). Se realizaron inferencias multi-modelo y el criterio de AIC seleccionó los mejores modelos siguiendo un criterio parsimonioso (Garibaldi et al. 2018) utilizando la función de *dredge()* y el paquete MuMin (Bartón 2009).

5.3. Resultados

5.3.1. Biodiversidad

La cosecha, el sitio, el año, la fecha y algunas de sus interacciones se incluyeron como predictores de cobertura, riqueza e índice de Shannon en los mejores modelos AIC de efectos mixtos (Cuadro A5.1). En todos los casos fue necesario incluir un término de cosecha al cuadrado para reflejar respuestas no lineales. Por ejemplo, la cobertura vegetal tuvo respuestas no lineales a la intensidad de cosecha (Figura A5.1) en sitios de alta y

media calidad donde la cosecha intermedia aumentó la cobertura vegetal. El efecto de la cosecha fue menos claro en el sitio de baja calidad, donde se encontraron interacciones con la fecha. La cobertura de plantas generalmente fue mayor durante el segundo año de muestreo, excepto en el sitio de baja calidad donde sólo fue mayor en otoño del segundo año. Al comparar entre sitios, el sitio de baja calidad tuvo los niveles más altos de cobertura de plantas para las parcelas de control (Figura A5.1).

La riqueza también tuvo una respuesta no lineal a la intensidad de cosecha, aunque difirió fuertemente entre los sitios (Figura A5.2). En los sitios de alta y media calidad, la cosecha intermedia aumentó la riqueza de especies, que alcanzó sus niveles más altos al 50% el sitio de alta calidad, y al 30-50% en el sitio de media calidad. En el sitio de baja calidad, la riqueza de especies fue más alta en las parcelas de control y en aquellas con intensidad de cosecha ligera (0-30%). El efecto de la intensidad de cosecha fue más marcado en otoño que en primavera. En este sitio, la única especie leñosa fue *N. antarctica*, por lo que los mayores niveles de riqueza se deben principalmente a cambios en la composición de sotobosque. En los sitios de media y alta calidad, los estratos de arbustos son más diversos, ya que se encontró *Diostea juncea*, *Lomatia hirsuta*, *Schinus patagonicus*, *Embothrium coccineum* y con menor frecuencia *Maytenus boaria*, *Discaria chacaye* que acompañan a *N. antarctica*.

Se calculó el índice de diversidad utilizando la riqueza y la cobertura individual y, por lo tanto, también se obtuvo una respuesta no lineal a la intensidad de cosecha (Figura 5.1). No obstante, en el modelo seleccionado, el efecto de la cosecha interactuó con la calidad del sitio. En el sitio de alta calidad, el 70% de cosecha aumentó la diversidad y alcanzó el valor más alto de H' para el sitio. El patrón fue el mismo tanto para los años como para las estaciones (Figura 5.1). El modelo seleccionado predice un aumento en el índice de Shannon de entre 1,1 y 1,6 H' en promedio a entre 2 y 2,3 H' en

promedio al aumentar de 0% a 70% la intensidad de cosecha en este sitio, dependiendo del año y la estación. En el sitio de media calidad, la diversidad máxima se alcanza a una intensidad de cosecha de 50%, donde el valor promedio de H' predicho por el modelo se encuentra entre 1,6 y 2,1 H' dependiendo el año y la estación. En el sitio de baja calidad, la diversidad máxima se logra en las parcelas con los niveles más bajos de cosecha (0-30%) con un valor promedio predicho de entre 1,9-2,2 H' y el modelo predice un valor de entre 0,9 y 1,6 H' en promedio bajo 70% de intensidad de cosecha dependiendo del año y de la estación. El índice de Shannon fue mayor en el sitio de baja calidad cuando se compara entre las parcelas de control (0%) siendo el valor predicho por el modelo seleccionado entre 1,9 a 2,2 H' en promedio versus entre 1,4 y 1,8 H' en promedio en el sitio media calidad y en promedio entre 1,1 y 1,6 H' en el sitio de alta calidad dependiendo el año y estación. En general, la diversidad fue mayor en el segundo año de mediciones y los niveles más bajos se encontraron en el primer otoño. La magnitud del efecto de la cosecha en el sitio de baja calidad fue menor en primavera (Figura 5.1, Cuadro A5.1).

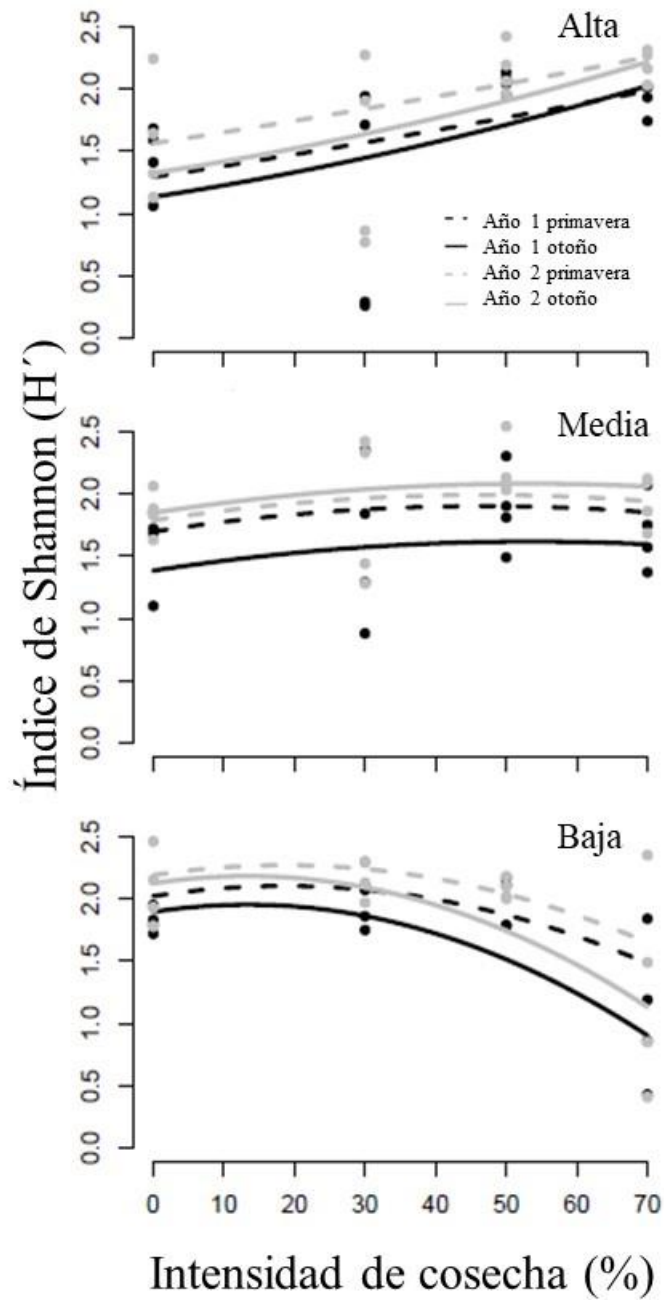


Figura 5.1. Efecto de la intensidad de cosecha en el índice de Shannon para tres sitios (alta, media y baja calidad) en dos años y estaciones diferentes.

5.3.2. Protección contra incendios

La intensidad de cosecha redujo la continuidad horizontal del combustible medido como el área basal de las especies leñosas (Figura A5.3) y este efecto fue independiente del sitio cuando la continuidad del combustible fue medida como el área basal relativa (es decir,

por unidad de área del suelo, $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$). El modelo seleccionado predice una caída en promedio de $21,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ al aumentar la cosecha de 0% a 70%. A la vez, el modelo predice que la continuidad del combustible es en promedio $8,29 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ mayor en el sitio de alta calidad respecto al sitio de media calidad y $9,37 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ mayor respecto al sitio de baja calidad (Figura A5.3). Según el criterio de AIC, la cosecha se seleccionó como un importante predictor de HCV (Cuadro A5.2). La tendencia general fue que el HCV disminuyó ligeramente a medida que aumenta la intensidad de cosecha (Figura 5.2). Por ejemplo, al aumentar de 0% a 70% el modelo seleccionado predice una disminución de 12,6% en promedio en el contenido de humedad independientemente de la fecha, del sitio y del tipo de muestra. *N. antarctica* tuvo, en general, niveles más bajos de contenido de humedad que la mezcla de vegetación en todas las condiciones del sitio, pero dependió de la fecha, por ejemplo, el modelo predice en promedio 24,6% menor en HCV de *N. antártica* respecto a las muestras mixtas en la primera fecha (Figura A5.4, Cuadro A5.2). Al comparar entre sitios, los niveles más bajos de humedad se encontraron en los sitios de media calidad y baja calidad en interacción con la fecha, por ejemplo, el modelo seleccionado predice que en la primera fecha el contenido de humedad promedio de las muestras de *N. antarctica* en el sitio de alta calidad es 154,9% en el sitio de media calidad estima en promedio 124,5% y en el sitio de baja calidad en promedio 135,7%. HCV disminuyó significativamente en las muestras mixtas durante la temporada de incendios independientemente del nivel de cosecha, por ejemplo, el modelo predice que en el sitio de alta calidad la humedad de la muestra mixta disminuye en promedio de 179,5% en la primera fecha a 156,9% en promedio en la última fecha y de 149,1% en promedio en la primera fecha a en promedio 144,1% en la última fecha en el sitio de media calidad (Cuadro A5.2). En el sitio de baja calidad no se tomaron muestras mixtas.

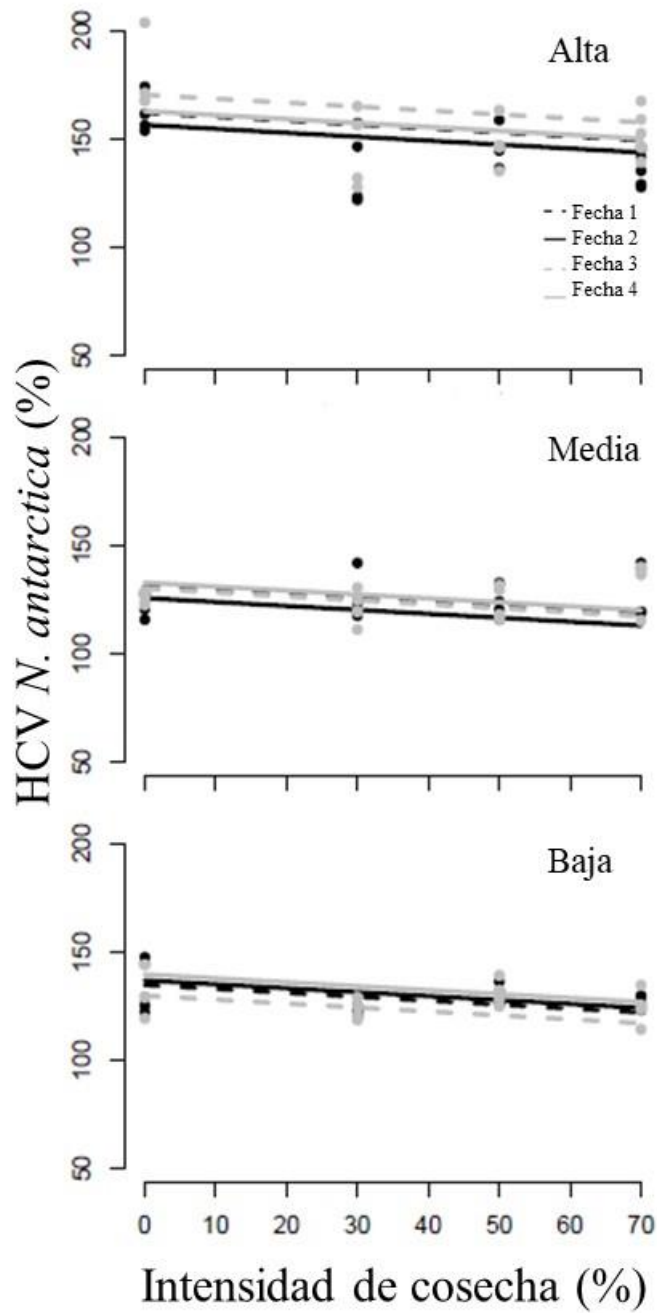


Figura 5.2. Efecto de la intensidad de cosecha sobre el contenido de humedad del combustible vivo (HCV) de *N. antarctica* para los tres sitios (alta, media y baja calidad), incluidos los dos veranos analizados.

5.3.3. Formación y protección del suelo.

El modelo seleccionado incluyó la cosecha como predictor para la cobertura de la hojarasca (Cuadro A5.1). La cosecha tuvo un fuerte efecto lineal negativo en la cubierta

de la hojarasca (Figura 5.3) y el modelo seleccionado predice una disminución de 35,7% en promedio en la cobertura de hojarasca al pasar de una cosecha de 0% a 70% pero de 24,5% en promedio en el segundo año para la misma diferencia en la intensidad de cosecha. En general, el sitio de alta calidad tuvo niveles más altos de hojarasca y el sitio de baja calidad, el más bajo. Por ejemplo, la cobertura de hojarasca que estima el modelo en el otoño del primer año es de en promedio 69,8%, 58,7% 42,2% para el sitio de alta, media y baja calidad respectivamente. Se midieron los niveles más altos de hojarasca en el primer año, excepto en el sitio de baja calidad. La estimación más baja de la cobertura de hojarasca fue de alrededor del 5% y se encontró en el sitio de baja calidad en parcelas tratadas con cosecha intensa (Figura 5.3, Cuadro A5.1).

El modelo seleccionado predice una disminución de la cobertura aérea del suelo, compuesta por dosel arbóreo y sotobosque, de $6489,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en promedio al pasar de una cosecha de 0% a 70% independientemente del sitio (Figura A5.5). La disminución en la cobertura aérea del suelo fue independiente del efecto del sitio (es decir, sin interacción) cuando se midió la cobertura aérea del suelo como área basal relativa. La cobertura aérea del suelo fue más alta que la superficie de la hectárea ($>10.000 \text{ m}^2$) debido a que se incorporaron diferentes estratos (dosel de arbustos, vegetación del sotobosque). No obstante, la cobertura total del suelo (es decir, la protección del suelo) fue en general alta si consideramos la suma de la cubierta de hojarasca (Figura 5.3) a la cobertura aérea del suelo (Figura A5.5) en los sitios de alta y media calidad.

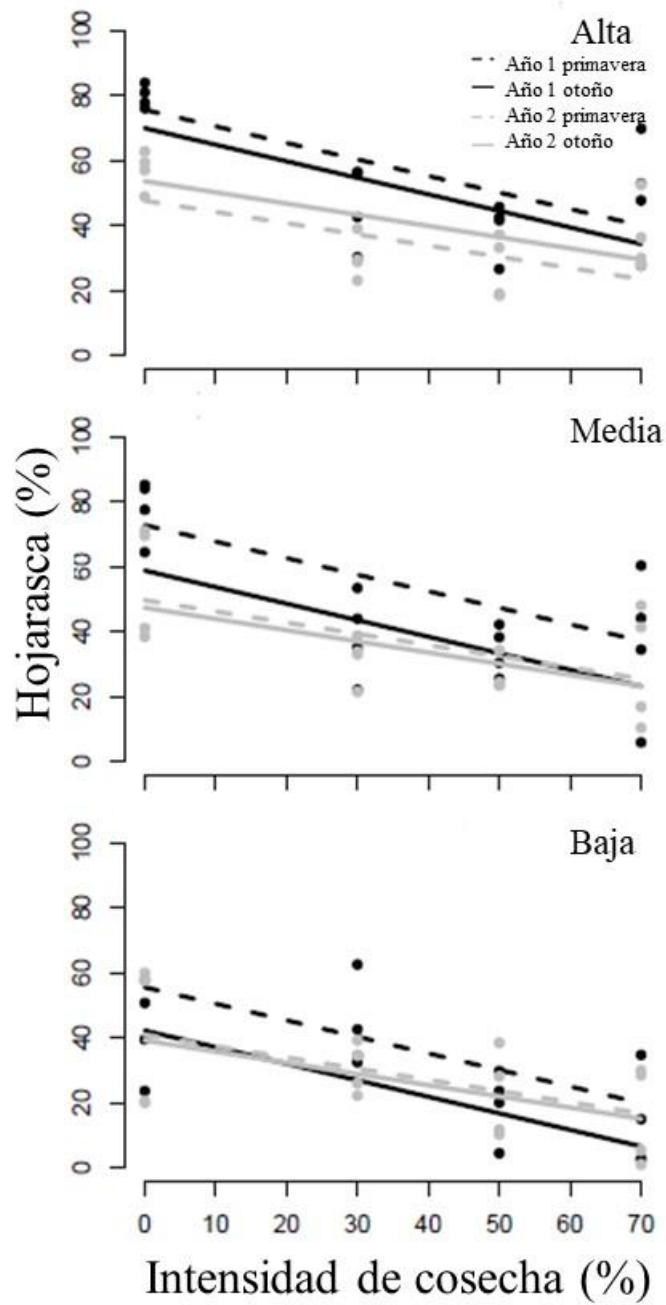


Figura 5.3. Efecto de la intensidad de cosecha en la cobertura de la hojarasca en los tres sitios (alta, media y baja calidad) en dos años y estaciones diferentes.

5.4. Discusión

5.4.1. Biodiversidad

La cosecha por fajas de matorrales tiene un efecto directo sobre la diversidad de plantas en la región noroeste de la Patagonia. Sobre la base del estudio que abarcó tres calidades de sitio diferentes, se encontró que la cosecha afecta la cobertura de las especies de plantas, la riqueza y, por consiguiente, el índice de diversidad de Shannon, que muestra una fuerte interacción con la calidad del sitio. Debido a las fuertes diferencias en las condiciones del sitio, el "sitio" fue el predictor que más explica la variabilidad de la diversidad de plantas (Cuadro A5.1.). Se utilizó el índice de Shannon, que es uno de los indicadores de diversidad más aplicados en ecología y que resume la interacción entre cobertura vegetal y riqueza (Spellerberg y Fedor 2003).

Siguiendo el marco de la MED y la hipótesis de disturbios intermedios, se esperaría una baja diversidad en las situaciones de no intervención, donde las especies leñosas podrían excluir las especies del sotobosque (Connell 1978, Battles et al. 2001), que está respaldado por estos resultados. Se encontraron resultados similares en otros estudios donde la alta cobertura de árboles leñosos disminuyó la diversidad del sotobosque debido a la competencia por la luz en tipos de bosques similares (Quinteros et al. 2010) y otros bosques naturales y plantaciones (Battles et al. 2001, Ares et al. 2010, Trentini et al. 2017). En este sentido, Ishii et al. (2008) también encontraron que intervenciones en fajas en plantaciones de *Cryptomeria japonica* D. Don aumentaba la diversidad, principalmente debido a cambios en las condiciones micro-climáticas. También mostraron que la creación de aperturas beneficiaba a las plantas vasculares en rodales raleados, aunque no exploraron un gradiente de intensidad de intervención (Ishii et al. 2008). En contraste, las condiciones ambientales dejadas por disturbios severos, como las que siguen a las intervenciones de alta intensidad (ej. baja humedad, elevado déficit de presión de vapor en el aire), podrían crear condiciones estresantes, adecuadas solo para muy pocas especies (Connell, 1978). Por lo tanto, se espera que la diversidad

se maximice después de la cosecha de intensidad media (50%), tal como se establece en la hipótesis de disturbios intermedios (Connell, 1978). Hay pocos trabajos que evaluaron la diversidad forestal a través de un gradiente de disturbios en bosques de *N. antarctica*. Uno de estos fue llevado a cabo por Peri et al. (2016) en bosques ubicados en el sur de la Patagonia, donde esta especie forma bosques altos y encontró que el bosque abierto favorece la riqueza de especies. Rusch et al. (2005), al estudiar los cambios en la vegetación a lo largo de un gradiente de disturbio en la provincia de Chubut (al sur de Río Negro, Figura 1.2), observaron que en rodales abiertos (cubierta de dosel ~50%) hubo un aumento en la riqueza y diversidad de plantas que apoyan la hipótesis de disturbios intermedios (Peri et al. 2016). En los bosques de *N. antarctica* similares a los de esta tesis (altura <8 m), Quinteros et al. (2010), al analizar diferentes estructuras de rodales, también encontraron que los rodales abiertos (0 - 40% de cubierta forestal) aumentaron la riqueza y el índice de vegetación de Shannon. No obstante, ninguno de estos trabajos había explorado distintas calidades de sitio.

En este capítulo se encontró que la respuesta de la diversidad de plantas a la intervención forestal interactúa con la calidad del sitio, apoyando el modelo de equilibrio dinámico propuesto por Huston (2014). Bajo este modelo, la hipótesis de disturbios intermedios se cumpliría en el sitio de calidad intermedia (Huston, 2014). Específicamente, en este capítulo, se encontraron tres patrones de respuesta al aumento en la intensidad de cosecha. En el sitio de alta calidad, la diversidad fue mayor a niveles mayores de cosecha, probablemente debido a un intenso nivel de disturbio que contrarresta la exclusión competitiva por parte de las especies leñosas dominantes (Huston 2014). De hecho, es probable que, en este sitio, la cosecha de alta intensidad no cree condiciones demasiado estresantes para las plantas, debido a las condiciones naturales del sitio (altos niveles de humedad del suelo, temperaturas extremas atenuadas

en verano (Cuadro 1.1)) posibilitando así la presencia de mayor diversidad de especies. El sitio de media calidad mostró el patrón unimodal propuesto por Connell (1978) y otros trabajos en la región mencionados anteriormente (Rusch et al. 2005, Peri et al. 2016). En el sitio de baja calidad, las condiciones extremas que conducen a una alta mortalidad de las plantas se logran con niveles bajos de disturbios y, por lo tanto, la diversidad disminuye con la intensidad de cosecha (Huston 2014). En este sitio, las condiciones climáticas de primavera son moderadas y, por lo tanto, el patrón observado durante esta temporada fue más similar a los otros sitios. Las condiciones más extremas se alcanzan en otoño, donde la mortalidad de las especies del sotobosque se ve favorecida por niveles más altos de cosecha.

Si bien los resultados apoyan lo propuesto por Huston 2014, es necesario en futuros estudios aumentar el número de sitios para poder tener réplicas de los distintos niveles de calidad de sitio. Es decir, si bien se encontraron diferencias entre sitios, no se puede asumir que dicha diferencia se debe a la calidad de sitio, sino que son sitios contrastantes que responden de forma distinta a la intensidad de cosecha. No obstante, no se han desarrollado índices de sitio forestales para los matorrales de *N. antarctica* en Patagonia norte y los desarrollados para esta especie en Patagonia sur responden a condiciones climáticas distintas, están diseñados para estructuras arbóreas que excluyen los morfotipos arbustivos que son los que se analizaron en esta tesis y están centrados en rodales monoespecíficos (Ivancich et al. 2011). Es necesario trabajar en determinar cuáles son los factores que determinan la calidad del sitio de matorral y clasificar según índices y modelos que permitan mejorar la gestión de estos en Patagonia norte.

5.4.2. Protección contra incendios

La reducción de la carga de combustible es una de las prácticas de manejo más extendidas para prevenir incendios en los bosques mediterráneos (Regos et al. 2016). Sin embargo, aún no se ha explorado el compromiso entre los efectos de la recolección en fajas sobre la continuidad del combustible y la humedad bajo el sistema de cobertura continua. Aquí se encontró que la continuidad horizontal del combustible, medida como área basal relativa, disminuyó con la intensidad de cosecha. Dado que el fuego es un proceso contagioso (en un incendio, cada partícula de combustible es una fuente de ignición para las partículas de combustible circundantes) (Peterson 2002), la disminución de la continuidad podría reducir la propagación del fuego. Por otro lado, en todos los sitios se encontró que la HCV disminuyó linealmente con la intensidad de cosecha, en ambos tipos de muestras; mixtas, que representan la composición específica de cada parcela, así como en las de *N. antarctica*, las especies testigo encontrada en todos los sitios. Por lo tanto, la cosecha podría aumentar la inflamabilidad de los matorrales sin importar la calidad del sitio y el tipo de vegetación. Teniendo en cuenta estos dos rasgos de inflamabilidad, hay una relación de compromiso entre ellos.

La HCV disminuyó durante todo el verano para todo el gradiente de intensidad de cosecha, como podría esperarse para los ecosistemas de tipo climático mediterráneo (Pellizzaro et al. 2007). En estos ecosistemas, las precipitaciones se producen en invierno-primavera y el estrés hídrico aumenta a medida que transcurre el período de verano. Aunque muchas especies tienen estrategias para mantener su nivel de humedad relativamente constante durante todo el año, la HCV de *N. antarctica* se comporta como estacional (Bianchi y Defossé 2015). Independientemente del contexto, *N. antarctica* mostró una HCV más baja que la vegetación mixta, lo que significa que es una de las especies más inflamables de estas comunidades (Ghermandi et al. 2016). En este sentido, en el sitio de baja calidad, formado solo por *N. antarctica* y la alta cobertura debido a la

densidad extrema de tallos de pequeñas dimensiones, demuestra que los matorrales en estas condiciones son altamente propensos al fuego de acuerdo con trabajos anteriores (Blackhall et al. 2017, Tiribelli et al. 2018).

En un contexto de cambio climático, es clave entender la magnitud del efecto que tienen las prácticas de manejo, como la intervención forestal, sobre la continuidad horizontal y la humedad del combustible, dos de los factores más importantes de los regímenes de incendio (Cornelissen et al. 2003). Dada la relación de compromiso entre la continuidad de la vegetación y la humedad, estos resultados apoyan la hipótesis de que hay una intensidad de cosecha intermedia que sería óptima desde el punto de vista del control de incendios. Sin embargo, el tamaño del efecto en HCV fue mucho menor que en la continuidad del combustible basal (Cuadro A5.2). Esto sugeriría que el enfoque debería estar en disminuir las cargas de combustible independientemente de HCV. No obstante, para determinar la intensidad de cosecha óptima para reducir el riesgo de incendio, se requieren estudios futuros para evaluar en qué magnitud la continuidad y la humedad de los combustibles vivos modifican el riesgo de incendio de estas comunidades.

5.4.3. Formación y protección del suelo.

La hojarasca es la principal fuente de detritos en esta comunidad (de Paz et al. 2013). Es importante para proteger el suelo de la erosión, aumentar la aireación y regular las temperaturas (Sayer 2006). En los matorrales de cobertura cerrada de Patagonia norte, la hojarasca proviene principalmente de especies leñosas (de Paz et al. 2013). Los resultados de este capítulo muestran que la cosecha de leña disminuye la cobertura de hojas en el corto plazo. Esto podría afectar las propiedades del suelo y tener consecuencias negativas a largo plazo, dado que la acumulación de hojas es uno de los principales aportes de

carbono en los suelos forestales y un componente clave en el proceso de formación del suelo (Jandl et al. 2007). No obstante, son necesarios futuros estudios que también evalúen el comportamiento de la hojarasca bajo distinto grado de apertura del matorral ya que al modificarse las condiciones ambientales, también se modifica la tasa de descomposición y el flujo de materia al suelo (Fierer et al. 2005). Por ejemplo, trabajos previos reportan aumentos en la tasa de descomposición de hojarasca de *N. antarctica* en Patagonia sur luego de la intervención (Bahamonde et al. 2012). Los resultados de este capítulo dan cuenta de que cobertura de hojarasca disminuye con la cosecha, pero la magnitud del efecto disminuye con el tiempo. Dado que casi todas las especies leñosas de estos ecosistemas pueden rebrotar (Rusch et al. 2017, Capítulo 3), la cobertura de hojarasca aumentaría a medida que los rebrotes crecen, lo que se observa en el experimento en las diferencias entre los tratamientos que tienden a desaparecer en el segundo año de mediciones.

Las diferencias entre los sitios en la cobertura de la hojarasca también son cruciales. El sitio de alta calidad tuvo los niveles más altos de cobertura de hojarasca, mientras que el sitio de baja calidad tuvo los niveles más bajos. Además, en el sitio de baja calidad, el rebrote no es tan vigoroso como en los sitios de media calidad y alta (Capítulo 3). En este sentido, el sitio de baja calidad sería el más frágil en términos de formación y protección del suelo a altos niveles de cosecha (es decir, 70 %).

5.5. Conclusiones particulares

En este capítulo, se encontró que el manejo de la biomasa en los matorrales de la Patagonia norte afecta la biodiversidad y los dos SE analizados. El aprovechamiento forestal en fajas aumentó la biodiversidad en sitios de alta y media calidad y no da cuenta

de fuertes efectos negativos a corto plazo en los dos SE estudiados. Los efectos negativos más fuertes de la cosecha se encontraron en los matorrales en la peor condición de sitio (es decir, el fondo del valle con condiciones extremas) donde la intensidad de cosecha tuvo efectos negativos sobre la biodiversidad y la formación y protección del suelo. Por lo tanto, la intensidad de cosecha debe determinarse de acuerdo con la calidad de sitio y las preferencias de los tomadores de decisiones. Este capítulo proporciona evidencia de que el manejo forestal puede aumentar la biodiversidad y la provisión de SE en los bosques nativos.

Capítulo 6. Síntesis y discusión general

6.1. Síntesis de los principales resultados

En esta tesis se evaluaron múltiples aspectos de distintos esquemas de manejo leñeros potencialmente aplicables a los matorrales de Patagonia norte. Aquí se compararon los distintos esquemas desde la dimensión económico-financiera en relación con otras alternativas de uso forestal (Capítulo 2), se analizó la respuesta del rebrote de las especies a las distintas intensidades de extracción (Capítulo 3), se determinaron las propiedades energéticas de las especies (Capítulo 4) y se evaluó el efecto de los manejos sobre la biodiversidad y dos servicios ecosistémicos (Capítulo 5). Toda la tesis se desarrolló en función de un experimento de largo plazo establecido en tres sitios de calidades contrastantes de la región andina de la provincia Río Negro (Capítulo 1).

En la dimensión económica se encontró que la extracción de leña a alta intensidad es siempre más conveniente, tanto medida a través del valor actual neto (VAN) de la inversión como sobre la estabilidad de ésta a distintas tasas de descuento (k) (Capítulo 2). La tasa de descuento es clave al comparar inversiones forestales; bajo tasas mayores a 2,9% la intensidad de cosecha elevada es siempre la mejor alternativa, mientras que a tasas menores otras alternativas como el enriquecimiento del matorral con *A. chilensis* podrían ser viables.

Se encontró que los rebrotes aumentan su vigor con la intensidad de cosecha (Capítulo 3), favorecidos por mayor disponibilidad lumínica. El aumento en la producción de biomasa está dado por distintas respuestas morfológicas dependiendo de la especie. A nivel de parcela, la producción de biomasa de rebrote aumenta de manera no lineal ya que al efecto positivo a nivel planta se suma el efecto positivo de un mayor número de plantas rebrotando al aumentar la intensidad de cosecha. El efecto del sitio también fue importante en la producción de biomasa ya que los sitios de media y alta

calidad produjeron mayor biomasa que el sitio de baja calidad. Las diferencias entre el sitio de media y alta calidad posiblemente se expresen transcurrido un mayor periodo de tiempo desde las intervenciones.

Con respecto a las características energéticas de las especies, en general, todas dan cuenta de poseer una buena aptitud para biocombustible (Capítulo 4). En términos de densidad energética (MJ m^{-3}) *N. antarctica* resulto la especie con mayor valor, mientras que, al incorporar otros parámetros, como el contenido de humedad al momento del corte y el contenido de cenizas (esto expresado como índice de valor de leña), *E. coccineum* y *L. hirsuta* resultaron las especies de mayor calidad leñera. No obstante, en general, las especies del matorral tuvieron mejores características energéticas que otras especies nativas de la estepa y exóticas como, por ejemplo, *P. ponderosa* frecuentemente utilizadas para leña y otros productos bioenergéticos (por ej. chips)

En la dimensión ambiental, aparecieron relaciones de compromiso al aumentar la intensidad de cosecha. Estas relaciones de compromiso se modificaron en función de las características del sitio (Capítulo 5). En términos de biodiversidad, la misma aumentó con la cosecha en el sitio de alta calidad, en el sitio de media calidad se maximizó con niveles intermedios y disminuyó en el sitio de baja calidad al incrementar la intensidad de cosecha. La inflamabilidad del matorral también disminuyó con la cosecha ya que se disminuye la continuidad de los combustibles, aunque también disminuye en menor magnitud la humedad de los combustibles finos. Esta disminución en la humedad fue mayormente determinada por *N. antarctica*, lo que aumentó la inflamabilidad en el sitio de baja calidad ya que el mismo está dominado por dicha especie y en condiciones topográficas que favorecen la dispersión del fuego. Los efectos más negativos de la cosecha se vieron reflejados en los indicadores relacionados con la formación y protección del suelo, y principalmente en el sitio de baja calidad.

6.2. Integración y discusión de los principales resultados

Esta tesis contribuyó a la teoría general de la economía ecológica, en cuanto a la intensidad de utilización de un recurso guiado por una lógica de mercado (tasa de descuento) y las posibles relaciones de compromiso con la provisión de servicios ecosistémicos. Esta tesis representa el primer análisis de este tipo para el bosque andino Norpatagónico. Si bien el análisis económico financiero (Capítulo 2) fue realizado para el sitio de alta calidad y bajo esquemas silviculturales que aún no han sido totalmente desarrollados, los resultados del Capítulo 2 indican que la alternativa de manejo de alta intensidad de cosecha se ve favorecida respecto de las otras, con tasas altas de descuento; mientras que alternativas de mayores inversiones y mayor valor final (manejo mixto leña/rollizos de plantación) se ve favorecida a tasas inferiores a 2,9%.

El éxito de los esquemas leñeros se basa en el aprovechamiento de la regeneración del matorral. Por el contrario, las alternativas de forestación incluyen un costo en concepto de inversión inicial que no está incluido en las alternativas leñeras por considerarse que el matorral ya está establecido al momento de iniciar el proyecto. En este sentido, similares ventajas observaron Navarro Cárcamo et al. (2010) analizando la rentabilidad de distintas intensidades de raleo en bosques secundarios de *Drimys winteri* en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile ya que al incorporar costos de administración previo al raleo obtuvieron valores negativos de rentabilidad. Este aspecto resalta la ventaja de los esquemas de manejo de los bosques nativos establecidos, apostando a la regeneración natural de los mismos en el mediano y largo plazo.

Este aspecto ha sido profundizado en el Capítulo 3 donde se evidenció la capacidad de rebrote que tienen estas especies como respuesta a la apertura del canopy,

en concordancia con otros trabajos (Forrester et al. 2003). El incremento volumétrico de las plantas respondió no lineal y positivamente la cosecha. *L. hirsuta* y *D. juncea* fueron las especies que en promedio tuvieron las mayores tasas de crecimiento y mayor respuesta a la intervención, tanto en el sitio de media como de alta calidad. *N. antarctica*, la especie con mayor distribución en los matorrales de Patagonia norte tuvo una respuesta intermedia. En general, las especies rebrotantes tuvieron diferentes estrategias para la explotación de recursos (Neke et al. 2006, Forrester et al. 2013). Como otras especies de sucesión temprana utilizadas con fines bioenergéticos, las especies de matorrales de la Patagonia norte muestran altas tasas de crecimiento juvenil con ajustes morfológicos que dependen del grado de liberación de recursos (Willebrand y Ledin 1993, Bond et al. 2001).

A medida que aumenta la intensidad de cosecha, aumenta la producción de biomasa de forma no lineal, especialmente en los sitios de ladera. En el Capítulo 2 al ser una evaluación *ex ante* se tomaron distintos supuestos de crecimiento (Cuadro 2.1). De forma conservadora se utilizaron las mismas tasas de crecimiento para todas las intensidades de cosecha. No obstante, en el Capítulo 3 se encontró que la cosecha favorece la producción de biomasa de los rebrotes (Figura 3.2) es decir que, si bien el aumento de la intensidad de cosecha resulta en mayor volumen de leña para venta, al iniciar el proyecto, a la vez favorece el crecimiento del matorral acelerando potencialmente los turnos de cosecha de biomasa. En este sentido, la respuesta del matorral a la cosecha favorece la ejecución de aprovechamientos de mayor intensidad.

Muy pocos estudios se han centrado en el crecimiento de los matorrales del norte de la Patagonia. Estudios anteriores estimaron $2413 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en matorrales de alrededor de 80 años (Gyenge et al. 2008). Los modelos desarrollados en el Capítulo 3 predicen un incremento medio anual de alrededor de $3043 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en los sitios de

alta y media calidad, si se recolecta el total de la biomasa (es decir, la extracción del 100% del área basal). Al utilizar la misma densidad básica que estos autores (630 kg m^{-3}), la productividad de estos rodales sería cercana a la encontrada por Gyenge et al. 2008. Las diferencias entre ambas estimaciones podrían deberse a los patrones de crecimiento asintótico de estas especies (Landesmann et al. 2016, Tiribelli et al. 2018) o diferencias en la composición de los rodales. No se exploraron tratamientos de corta final (100%), por lo que, aunque es útil para la comparación, el resultado de esta extrapolación se debe usar con cuidado.

L. hirsuta y *D. juncea* fueron las especies con mayores tasas de crecimiento inicial (Capítulo 3) a la vez, la especie con el VCS más alto fue *L. hirsuta* (Cuadro 4.2), con 19.6 MJ kg^{-1} (Cuadro 4.2), 13% más alta que la de *D. juncea* (Figura 3.3), la especie con el peor desempeño calorífico pero menor contenido de humedad al momento de corte (Cuadro 4.2). La mayor densidad energética se observó en *N. antarctica*, siendo aproximadamente un 19% más alta que en *E. coccineum*, la especie con el valor más bajo. El resto de las especies tuvieron una densidad energética similar y no difirieron de las estimaciones de *N. antarctica* y *E. coccineum* (Cuadro 4.2). Además, *L. hirsuta* y *D. juncea* presentaron elevados valores de densidad energética.

El manejo de *L. hirsuta* y *D. juncea* tanto desde la productividad y su respuesta a la cosecha (Capítulo 3), como desde sus características energéticas (Capítulo 4), denotan que favorecer estas especies frente a otras debería estudiarse en el futuro con mayor detalle como estrategia para producir leña y otros combustibles leñosos de alta calidad. Además, otros formatos dendroenergéticos deberían estudiarse como el caso de chips y la factibilidad de producir pellets que tienen ventajas respecto a la leña (FAO 2017).

En el Capítulo 2 se encontró que el manejo leñero de alta intensidad tiene un comportamiento estable a lo largo de todo el gradiente de tasas de descuento. Esto se debe

a que, al aumentar la intensidad de cosecha, se cosecha más biomasa al iniciar el proyecto, lo que resulta beneficioso para el cálculo del VAN, situación que se evidencia al aumentar la tasa de descuento. Además, en el Capítulo 3, se mostró que aumentar la cosecha potencialmente acorta los turnos de aprovechamiento favoreciendo aún más el atractivo económico de esta alternativa. No obstante, utilizar únicamente estos indicadores para la toma de decisiones puede llevar a estos esquemas de manejo de alta intensidad de uso lo que puede provocar presión de uso en el recurso y deterioro (Lara et al. 2013).

En este sentido, al incorporar otras dimensiones asociados a la cosecha en el Capítulo 5, las características del sitio adquieren especial relevancia. Se encontró que la cosecha afecta a la diversidad de especies, estimada mediante el índice de diversidad de Shannon e interactúa con la calidad del sitio. Esta tesis reporta que la respuesta de la diversidad de plantas al disturbio interactúa con la calidad del sitio, apoyando el modelo de equilibrio dinámico propuesto por Huston (2014). Específicamente, en el Capítulo 5, se encontraron tres patrones de respuesta al aumento de cosecha. En el sitio de alta calidad, la diversidad aumentó con la intensidad de cosecha, probablemente debido a un disturbio intenso que contrarresta la exclusión competitiva por parte de las especies leñosas dominantes. De hecho, es probable que, en este sitio, la cosecha de alta intensidad no cree condiciones demasiado estresantes para las plantas, debido a las condiciones naturales del sitio (altos niveles de humedad del suelo, temperaturas extremas atenuadas en verano). El sitio de media calidad mostró el patrón unimodal propuesto por Connell (1978) y otros trabajos en la región (Rusch et al. 2005, Peri et al. 2016). En el sitio de baja calidad, las condiciones extremas que conducen a una alta mortalidad de las plantas se logran con niveles bajos de disturbios y, por lo tanto, la diversidad disminuye con la intensidad de cosecha (Huston 2014). En este sitio, las condiciones climáticas de primavera son moderadas y, por lo tanto, el patrón observado durante esta temporada fue

más similar a los otros sitios. Las condiciones más extremas se alcanzan en otoño, donde la mortalidad de las especies del sotobosque se ve favorecida por niveles más altos de cosecha.

En el Capítulo 5 además se encontró que la continuidad horizontal del combustible, medida como área basal relativa, disminuyó con la intensidad de cosecha. Dado que el fuego es un proceso contagioso (en un incendio, cada partícula de combustible es una fuente de ignición para las partículas de combustible circundantes) (Peterson 2002), la disminución de la continuidad podría reducir la propagación del fuego. Por otro lado, en todos los sitios se encontró que la humedad de los combustibles finos disminuye linealmente con la intensidad de cosecha, en ambas: muestras mixtas y puras de *N. antarctica*, la especie control ya que se encuentra en todos los sitios (Cuadro 1.1). Por lo tanto, la cosecha podría aumentar la inflamabilidad de los matorrales sin importar la calidad del sitio y el tipo de vegetación. No obstante, para determinar la intensidad de recolección óptima para reducir el riesgo de incendio, se requieren estudios futuros que evalúen en que magnitud la continuidad y la humedad de los combustibles vivos modifican el riesgo de incendio de estas comunidades. Más allá de esto, el tamaño del efecto en la humedad de los combustibles fue mucho menor que en la continuidad del combustible basal (Cuadro 5A.2). Esto sugeriría que el enfoque debería estar en disminuir las cargas de combustible independientemente de la humedad.

En el Capítulo 5 se encontró que la cosecha disminuye la acumulación de hojarasca en el corto plazo. Esto podría afectar a las propiedades del suelo y tener consecuencias negativas a largo plazo, dado que la acumulación de hojas es uno de los principales aportes de carbono en los suelos forestales y un componente clave en el proceso de formación del suelo (Jandl et al. 2007). No obstante, estos resultados dan cuenta de que la acumulación de hojarasca disminuye con la cosecha, pero su magnitud

disminuye con el tiempo. Dado que todas las especies leñosas muestreadas pueden rebrotar (Capítulo 3), la cobertura de la hoja aumentaría a medida que los rebrotes crecen, lo que se observa en las diferencias entre los tratamientos, las cuales tienden a desaparecer en el segundo año de mediciones. Probablemente, a medida que aumente el crecimiento de las especies leñosas y la entrada de detritos, se restablecerá la cobertura de hojarasca y aérea del suelo. Esto se corresponde con las diferencias de vigor de rebrote en el sitio de media y alta calidad.

Las diferencias entre los sitios en la cobertura de la hojarasca también son importantes. El sitio de alta calidad tuvo los niveles más altos de cobertura de hojarasca, mientras que el sitio de baja calidad tuvo los niveles más bajos. En el sitio de baja calidad, el rebrote no es tan vigoroso como en los sitios de media calidad y alta calidad (Capítulo 3). En este sentido, el sitio de baja calidad sería el más frágil en términos de formación y protección de suelo a los altos niveles de intensidad de cosecha (es decir, un 70%).

En conclusión, en el Capítulo 3 se encontró que al aumentar la intensidad de corta aumenta el crecimiento por lo que aumenta aún más el eventual beneficio económico de la intervención (en el Capítulo 2 se supusieron tasas de crecimiento iguales entre distintos niveles de extracción por ser una evaluación *ex ante*, es decir previo al análisis de crecimiento). En el Capítulo 5 toman mayor relevancia la calidad de sitio donde no siempre se expresan relaciones de compromiso entre intensidad de uso y servicios ecosistémicos. Es decir que las relaciones de compromiso entre servicios ecosistémicos están definidas por la calidad de sitio y este es un aspecto clave encontrado en esta tesis y clave para continuar explorando.

Si bien el aumento en la intensidad de cosecha favorece el retorno económico (Capítulo 2), al incorporar otras dimensiones ambientales en la toma de decisiones, la estrategia de manejo debe considerar las características ambientales del sitio, la

composición de las especies y la resiliencia del sistema. Esta tesis proporciona evidencia de que el manejo forestal puede favorecer la biodiversidad y la provisión de dos SE en los bosques nativos.

6.3. Implicancias para el manejo de los matorrales

Históricamente se ha favorecido el reemplazo del matorral por forestaciones con especies exóticas o por actividades ganaderas. Sin embargo, los resultados de esta tesis sugieren que manejar el matorral de Patagonia norte con fines leñeros y potencialmente otros formatos dendroenergéticos es factible tanto para proveer bioenergía como para asegurar la biodiversidad y la provisión de dos servicios ecosistémicos. Esta tesis brinda información sobre distintas dimensiones que deberían considerarse en la toma de decisiones de manejo sostenible.

6.4. Implicancias generales

Producto de esta tesis se propone un modelo conceptual para el manejo de matorrales y que podría aplicarse a otros recursos naturales. En la Figura 6.1 está esquematizado conceptualmente (con algunos de los indicadores explorados en la tesis) el modelo hipotético que aquí se propone. En esta aproximación se pone el foco en el gradiente de calidad de sitio y potencial productivo, ya que puede ser un parámetro clave a la hora de analizar dos servicios ecosistémicos y la diversidad. En este sentido, a la hora de definir el grado de intervención sostenible es necesario establecer a priori como son las características del sitio (por ejemplo, orientación de la pendiente, topografía, profundidad de suelo, etc.) y su potencial productivo. A la vez, es necesario establecer umbrales específicos que permitan determinar los niveles mínimos o máximos tolerables para cada

indicador (proxy) asociado a los SE y así determinar el nivel de intervención recomendable dentro de los rangos de cambios tolerables. Futuros estudios deberán validar este modelo aumentando el número de sitios bajo manejo, para poder abarcar la gran heterogeneidad de este tipo forestal y distinguir claramente los efectos debido a la calidad de sitio de las potenciales diferencias debido a cambios en la composición. A la vez, incorporar otros indicadores asociados a otros SE que permitan estudiar patrones más generales. Este modelo podría aplicarse a otros recursos naturales como podrían ser, por ejemplo, distintos tipos forestales o pastizales naturales.

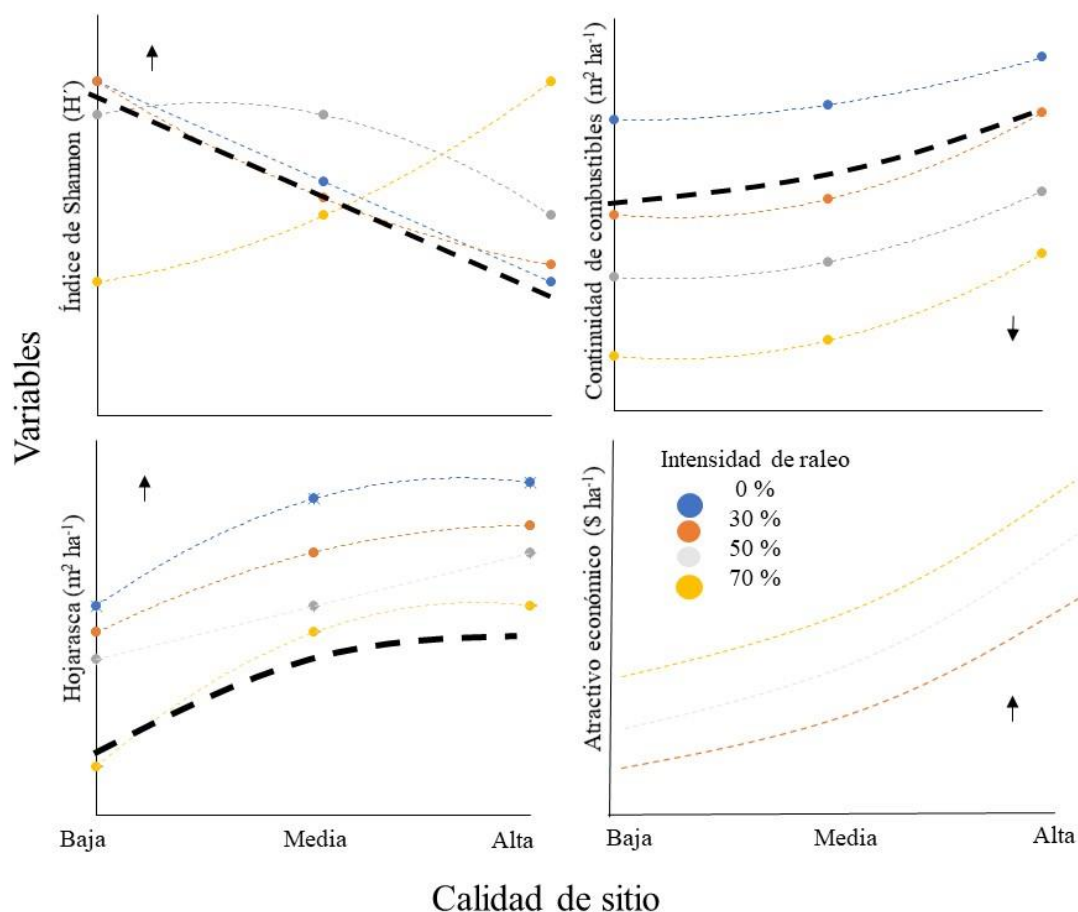


Figura 6.1. Modelo conceptual propuesto. A diferencia del resto de la tesis aquí se representa la productividad del sitio en el eje x. Se utilizaron solo algunos indicadores para este esquema (Índice de Shannon, cobertura hojarasca, continuidad de combustible y atractivo económico). Las líneas punteadas representan ejemplos de umbrales

específicos para cada indicador y relativo al valor de las parcelas control. La flecha indica que los valores deberían estar por encima o por debajo del umbral.

6.5. Futuros estudios

Todo avance científico lleva a nuevas incertidumbres a distintos niveles de jerarquía. A un nivel jerárquico inferior al estudiado en esta tesis, quedan varias incógnitas respecto los mecanismos fisiológicos de las plantas en respuesta a la intervención silvícola. A la vez, faltan rediseñar los ciclos de aprovechamiento del Capítulo 2 en función de la información generada en el Capítulo 3. Por último, es necesario cuantificar las relaciones de compromiso entre las dimensiones económicas y ambientales por lo que futuros estudios deberían incorporar herramientas que permitan llevar a cabo esto y hacer un ranking de las intensidades de cosecha en función de las características del sitio (ej. análisis multicriterio). En este sentido, es clave el peso y umbral que se le da a cada variable a la hora de tomar decisiones por parte de los distintos actores (organismos estatales, productores, consumidores, ONG's) que definirán en última instancia el nivel de cosecha recomendable para cada calidad de sitio (Figura 6.1).

Bibliografía

- Abbasi, T., Abbasi, S.A. 2010. Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14: 919-937.
- Abbot, P.G., Lowore, J.D. 1999. Characteristics and management potential of some indigenous firewood species in Malawi. *Forest Ecology and Management*, 119: 111-121.
- Andreassi, L. Diez, J.P., Claps, L., Varela, S., Martinez-Meier, A., Caballe, G., Salvaré, F. 2017. Estudio de la oferta de bioenergía y aprovechamiento integral maderero proveniente de plantaciones de *Pinus*. Presentación oral en Primeras Jornadas Nacionales sobre Dendrocombustibles y Dendroenergías. Chaco, Argentina.
- Angelstam, P., Kuuluvainen, T. 2004. Boreal forest disturbance regímenes, successional dynamics and landscape structures - a European perspective. *Ecological Bulletins*, 51: 117-136.
- Aniszewska, M., Gendek, A. 2014. Comparison of heat of combustion and calorific value of the cones and wood of selected forest trees species. *Leśne Prace Badawcze*, 75: 231-236.
- Ares, A., Neill, A.R., Puettmann, K.J. 2010. Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *Forest Ecology and Management*, 260: 1104-1113.
- Avohou, T.H., Houehounha, R., Glele-kakai, R., Ephrem, A., Sinsin, B. 2010. Firewood yield and profitability of a traditional *Daniellia oliveri* short-rotation coppice on fallow lands in Benin. *Biomass and Bioenergy*, 35: 562-571.
- Bahamonde H.A., Peri, P.L., Alvarez, R., Barneix, A., Moretto, A., Martínez-Pastur, G. 2012. Litter decomposition and nutrients dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Agroforestry Systems*, 84: 345-360.

- Bahamonde, H.A., Martinez-Pastur, G.M., Lencinas, M.V, Soler, R., Rosas, Y.M. 2018. The relative importance of soil properties and regional climate as drivers of productivity in southern Patagonia's *Nothofagus antarctica* forests. *Annals of Forest Science*, 75: 45.
- Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., DeClerck, F., Gardner, T., Hall, J., Lara, A., Laterra, P., Peña-Claros, M., Silva Matos, D.M., L. Vogl, A., Romero-Duque, L.P., Arreola, L.F., Caro-Borrero, A.P., Gallego, F., Jain, M., Little, C., de Oliveira Xavier, R., Paruelo, J.M., Peinado, J.E., Poorter, L., Ascarrunz, N., Correa, F., Cunha-Santino, M.B., Hernández-Sánchez, A.P., Vallejos, M. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2: 56-70.
- Bartón, K. 2018. Multi-Model Inference. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>
- Bartoń, K. 2009. MuMIn: multi-model inference. R package, version 0.12.2. Available at: <http://r-forge.r-project.org/projects/mumin/>.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. 2014. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4 67.
- Battles, J.J. Shlisky, A., Barrett, R.H., Heald, R.C., Allen-Diaz, B.H. 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 146: 211-222.
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L. J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12: 1394-1404.
- Bianchi, L.O., Defosse, G.E. 2015. Live fuel moisture content and leaf ignition of forest species in Andean Patagonia, Argentina. *International Journal of Wildland Fire*, 24: 340-348.
- Bianchi, L.O., Dentoni, M. del C., Kunst, C., Ledesma, R., Bravo, S. 2014. Dinámica de la humedad de los combustibles y su relación con la ecología y el manejo de fuego en la

- región chaqueña occidental (Argentina) I: conceptos básicos. *Revista de. Investigación Agropecuaria*, 40: 154-164.
- Biber, P. Borges, J.G., Moshammer, R., Barreiro, S., Botequim, B., Brodrechtová, Y., Brukas, V., Chirici, G., Cordero-Debets, R., Corrigan, E., Eriksson, L.O., Favero, M., Galev, E., Garcia-Gonzalo, J., Hengeveld, G., Kavaliauskas, M., Marchetti, M., Marques, S., Mozgeris, G., Navrátil, R., Nieuwenhuis, M., Orazio, C., Paligorov, I., Pettenella, D., Sedmák, R., Smreček, R., Stanislovaitis, A., Tomé, M., Trubins, R., Tuček, J., Vizzarri, M., Wallin, I., Pretzsch, H., Sallnäs, O. 2015. How Sensitive Are ecosystem services in European forest landscapes to silvicultural treatment? *Forests*, 6: 1666-1695.
- Blackhall, M., Raffaele, E., Veblen, T.T. 2012. Is foliar flammability of woody species related to time since fire and herbivory in northwest Patagonia, Argentina? *Journal of Vegetation Science*, 23: 931-941.
- Blackhall, M., Raffaele, E., Paritsis, J., Tiribelli, F., Morales, J.M., Kitzberger T., Gowda, J.H., Veblen, T.T. 2017. Effects of biological legacies and herbivory on fuels and flammability traits: A long-term experimental study of alternative stable states. *Journal of Ecology*, 105: 1309-1322.
- Bond, W.J., Midgley, J.J., Bond, W.J., Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 45-51.
- Botequim, B., Zubizarreta-Gerendiain, A., Garcia-Gonzalo, J., Silva, A., Marques., Fernandes P.M., Pereira, J.M.C., Tomé, M. 2014. A model of shrub biomass accumulation as a tool to support management of portuguese forests. *IForest*, 8: 114-125.
- BUN-CA. 2002. Manuales sobre energía renovable: Biomasa/ Biomass Users Network (BUN-CA). -1 ed. -San José, Costa Rica.
- Cabrera, A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. In *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. (Tomo m.II. 2ª ed.). ACME, Buenos Aires, Argentina.

- Cardoso, M.B., Ladio, A.H., Dutrus, S.M., Lozada, M. 2015. Preference and calorific value of fuelwood species in rural populations in northwestern Patagonia. *Biomass and Bioenergy*, 81: 514-520.
- Carmona-Cerda, C., Alvaro-Urzuá, M. 2013. Caracterización de biomasa leñosa con fines energéticos disponible en Chile. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D. S. DeFries R., Díaz, S., Dietz, T., Duraipah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., V. Reid, W., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106: 1305-1312.
- Cavallero, L., López, D.R., Raffaele, E., Aizen, M.A. 2015. Structural - functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia : A tool to prevent state transitions. *Ecological Indicators*, 52: 85-95.
- Chacón, I. 1995. Decisiones Económico-Financieras en el Manejo Forestal. Universidad de Talca, Talca, Chile.
- Chain, N.S, Chain, R.S. 1985. Fundamentos de preparación y evaluación de proyectos. Mc Graw Hill, Bogotá, Colombia.
- Chauchard, L., Bava J., Castañeda, S., Loguercio., Laclau, P., Pantaenius, P.M., Rusch, V. 2008. Manual para las buenas prácticas forestales en bosques nativos de norpatagonia. Una guía para las buenas prácticas. SAGyP, Buenos Aires, Argentina.
- Chauchard, L., Frugoni, M., Novack, C. 2015. Manual de Buenas Prácticas para el Manejo de las Plantaciones Forestales en la Región de la Patagonia Andina. Buenos Aires, Argentina. INTA, Buenos Aires, Argentina.

- CIEFAP, MAYDS. 2016. Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Informe Final. CIEFAP, Buenos Aires, Argentina.
- Cienciala, E., Černý, M., Apltauer, J., Exnerová, Z. 2015. Biomass functions applicable to European beech. *Journal of Forest Science*, 51: 147 - 154.
- Cimon-Morin, J. Ô., Darveau, M., Poulin, M. 2013. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. *Biological Conservation*, 166: 144-154.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335): 1302-1310.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., Reich, P.B., Steege, H. ter, Morgan, H.D., Heijden, M.G.A.van der , Pausas, J.G.,Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standarised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51: 335-380.
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, W.J. 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nat Geosci* 8: 776-779. <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>
- Coulin, C., Aizen, M.A., Garibaldi, L.A. 2019. Contrasting responses of plants and pollinators to woodland disturbance. *Austral Ecology*, en prensa.
- Cruz de León, G., Uranga-Valencia, L. 2013. Evaluación teórica de los métodos de Huber y Smalian aplicados a las geometrías clásicas de tronco de árbol. *Bosque*, 34: 311-317.
- Daily, G.C. 1997. *Nature`s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C. EEUU.

- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 21-28.
- Davel, M., Ortega, A. 2003. Estimación del índice de sitio para pino oregón a partir de variables ambientales en la Patagonia Andina Argentina. *Bosque*, 24: 55-69.
- de Groot, R.S., Alkemade, J.R.M., Braat, L., Hein, L.G., Willemen, L.L.J.M. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*. 7: 260-272.
- de Paz, M., Gobbi, M.E., Raffaele, E. 2013. Mantillo de las especies leñosas de matorrales del no de la patagonia: Abundancia, composición, estructura y heterogeneidad. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48: 525-541.
- de Torres Curth, M., Biscayart, C., Ghermandi, L., Pfister, G. 2012. Wildland-Urban Interface Fires and Socioeconomic Conditions: A Case Study of a Northwestern Patagonia City. *Environ Manag* 49: 876. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9825-6>
- Demirba, A. 1997. Calculation of higher heating values of biomass fuels. *Fuel* 76: 431-434.
- Dezzotti, A., Sancholuz, L. 1991. Los bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina: ubicación, estructura y crecimiento. *Bosque*, 12: 43-52.
- Eimil-Fraga, C., Proupín-Castiñeiras, X., Rodríguez-Añón, J.A., Rodríguez-Soalleiro, R. 2019. Effects of Shoot Size and Genotype on Energy Properties of Poplar Biomass in Short Rotation Crops. *Energies*. 12: 15.
- Elmqvist, T., Tuvendal M., Krishnaswamy J., Hylander K. 2011. Managing trade-offs in ecosystems services. *Ecosystem Services Economies*, Working Paper 4. UNDP, Division of Environment. Policy Implementation.
- Emerson, J. 2003. The Blended Value Proposition: Integrating Social and Financial Returns. *California review management*, 45(4).

FAO. 2012. State of the World's Forests.

FAO. 2017. Woodfuels handbook.

Fernández, M.V., Barroetaveña, C., Bassani, V., Ríos, R. 2012. Rentabilidad del aprovechamiento del hongo comestible *Suillus luteus* para productores forestales y para familias rurales de la zona cordillerana de la provincia de Chubut, Argentina. *Bosque*, 33: 43-52.

Ferrando, J.J., Goya, J.F., Barrera, M.D., Yapura, P.F., Frangi, J.L. 2001. Biomasa y productividad aérea de bosques de *Austrocedrus chilensis* en Río Negro, Argentina. *Revista de la facultad de agronomía, La Plata*, 104: 139-149.

Fierer, N., Craine, J.M., McLauchlan, K., Schimel, J.P. 2005. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. *Ecology*, 86: 320-326

Foley, J.A., DeFries R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G.S.R., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-574.

Forrester, D.I, Bauhus, J., Connell, M. 2003. Competition in thinned Silvertop Ash (*Eucalyptus sieberi* L . Johnson) stands from early coppice growth. *Forest Ecology and Management*, 174: 459-475.

Forrester, D.I., Collopy, J.J., Beadle, C.L., Baker, T.G., 2013. Effect of thinning, pruning and nitrogen fertiliser application on light interception and light-use efficiency in a young *Eucalyptus nitens* plantation. *Forest Ecology and Management*, 288: 21-30.

Franklin, J. F., Robert Van Pelt, T.A., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155: 399-423.

- Gallardo, J.F. Martín, A., Moreno, G., Santa Regina, I. 1998. Nutrient cycling in deciduous forest ecosystems of the Sierra de Gata mountains: Nutrient supplies to the soil through both litter and throughfall. *Annales des Sciences Forestieres*, 55: 771-784.
- Gargaglione, V., Peri, P., Rubio, G. 2010. Allometric relations for biomass partitioning of *Nothofagus antarctica* trees of different crown classes over a site quality gradient. *Forest Ecology and Management*, 259: 1118-1126.
- Garibaldi, L.A., Casas, C., Goldenberg, M.G., Gowda, J.H., Heinemann, K., Kitzberger, T., Landesmann, J., Langlois, J.P., Mayoral, L. 2016. Silvicultura del ciprés de la cordillera: ¿una alternativa rentable y sustentable para la provincia de Rio Negro? Pp. 215-218 en Lavallol C.I. (ed.) *Investigación forestal 2011-2015. Los proyectos de investigación aplicada*. Ministerio de agroindustria. Unidad para el cambio rural, Buenos Aires, Argentina
- Garibaldi, L.A., Aristimuño, F.J., Oddi, F.J., Tiribelli, T. 2017. Inferencia multimodelo en ciencias sociales y ambientales. *Ecologia Austral*, 348-363.
- Ghermandi, L., Beletsky, N.A., de Torres Curth, M.I., Oddi F.J. 2016. From leaves to landscape: A multiscale approach to assess fire hazard in wildland-urban interface areas. *Journal of Environmental Management*, 183: 925-937.
- Gobbi, M.E. 2007. Condiciones de micrositio para juveniles de *Austrocedrus chilensis* y respuesta a intervenciones extractivas. *Bosque*, 28: 50-56.
- Gomiero, T., Paoletti, M., Pimentel, D. 2010. Biofuels: Efficiency, Ethics, and Limits to Human Appropriation of Ecosystem Services. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 23: 403-434.
- González-González, B.D., Sixto, H., Alberdi, I., Esteban, L., Guerrero, S., Pasalodos, M., Vázquez, A., Cañellas, I. 2017. Estimation of shrub biomass availability along two

- geographical transects in the Iberian Peninsula for energy purposes. *Biomass and Bioenergy*, 105: 211-218.
- Gowda, J.H. 2013. ¿Qué protegemos y qué deberíamos proteger con la ley de bosques? Aportes para la primera revisión del ordenamiento territorial de los bosques de Río Negro. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 4: 46-62.
- Gowda, J.H., Kitzberger, T., Mermoz, M., Edwards, P., Suarez, L., Caballero, L., Blackhall, M., Rapoport, E., Ladio, A. 2014. Comunidades vegetales y ecosistemas terrestres - Parque Nacional Nahuel Huapi. Informe Final de la consultoría. Préstamos BID-APN 1648 / OC-AR.
- Goya, J.F., Ferrando, J.J., Yapura, P.F. 1999. Aspectos silviculturales de los bosques de *Austrocedrus chilensis* de la región de El Bolsón, Río Negro. *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. La Plata, Argentina, 18.
- Gracia, M., Retana, J. 2004. Effect of site quality and shading on sprouting patterns of holm oak coppices. *Forest Ecology and Management*, 188: 39-49.
- Grime, J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242: 344-347.
- Grosfeld, J., Chauchard, L., Gowda, J.H. 2019. Debates: ¿Podemos manejar sustentablemente el bosque nativo de Patagonia Norte? *Ecología Austral*, 156-163.
- Gyenge J.E, Fernández, M.E., Sarasola, M., de Urquiza, M., Schlichter, T. 2009. Ecuaciones para la estimación de biomasa aérea y volumen de fuste de algunas especies leñosas nativas en el valle del río Foyel, NO de la Patagonia argentina. *Bosque*, 30: 95-101.
- Gyenge, J.E., Fernández, M.E., Sarasola, M., Schlichter, T. 2008. Testing a hypothesis of the relationship between productivity and water use efficiency in Patagonian forests with native and exotic species. *Forest Ecology and Management*, 255: 3281-3287.

- Haines-Young, R, Potschin, M.B. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu.
- Halofsky, J.S., Halofsky, J.E., Hemstrom, M.A., Morzillo, A.T., Zhou, X., Donato, D.C. 2017. Divergent trends in ecosystem services under different climate-management futures in a fire-prone forest landscape. *Climatic Change*, 142: 83-95.
- Harrington, T.B., Edwards, M.B. 1999. Understory vegetation, resource availability, and litterfall responses to pine thinning and woody vegetation control in longleaf pine plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1055-1064.
- Hepburn, C.J., Koundouri, K. 2007. Recent advances in discounting: Implications for forest economics. *Journal of Forest Economics*, 13: 169-189.
- Hernández-Rodríguez, M., Martín-Pinto, P., Oria de Rueda, J.A., Diaz-Balteiro, L. 2016. Optimal management of *Cistus ladanifer* shrublands for biomass and *Boletus edulis* mushroom production. *Agroforest Systems*, 91: 663-676.
- Hilbert, J.A. 2013. Producción Forestal. *Producción Forestal*, 3: 1-44.
- Huber, J.A., May, K., Willow, A.Á. 2016. Allometric tree biomass models of various species grown in short-rotation agroforestry systems. *European Journal of Forest Research*. DOI: 10.1007/s10342-016-1010-7
- Huebschmann, M.M., Lynch, T.B., Wittwer, R.F. 1999. Needle litterfall prediction models for even-aged natural shortleaf pine (*Pinus echinata* Mill.) stands. *Forest Ecology and Management*, 117: 179-186.
- Huston, M.A. 2014. Disturbance, productivity, and species diversity: empiricism versus logic in

- ecological theory. *Ecology*, 95: 2382-2396.
- Ishii, H. T., Abdul Maleque M., Shingo Taniguchi A.E. 2008. Line thinning promotes stand growth and understory diversity in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations. *Journal of forest research*, 13: 73-78.
- Ivancich, H.S., G. Martínez Pastur, P.L. Peri. 2011. Modelos forzados y no forzados para el cálculo del índice de sitio en bosques de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur. *Bosque* 32(2): 135-145.
- Ivancich H.S. 2013. Relaciones entre la estructura forestal y el crecimiento del bosque de *Nothofagus antarctica* en gradientes de edad y calidad de sitio. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata. Argentina.
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondizio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Jandl, R. Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137: 253-268.
- Joosten, R., Schumacher, J., Wirth, C., Schulte, A. 2004. Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *Forest ecology and management*, 189: 87-96.
- Kadavý, J., Adamec, Z., Uherková, B., Kneifl, M., Knott, R., Kučera, A., Friedl, M., Sklandanka, J., Drápela, K. 2019. Growth Response of Sessile Oak and European Hornbeam to

- Traditional Coppice-with-Standards Management. *Forests*, 10(6): 515.
- Kallio, A.M.I., Salminen, O., Sievänen, R. 2013. Sequester or substitute-Consequences of increased production of wood based energy on the carbon balance in Finland. *Journal of forest economics*, 19: 402-415
- Karp, A., Shield, I. 2014. Bioenergy from plants and the sustainable yield challenge. *New Phytologist*, 179: 15-32.
- Karvonen, J., Halder, P., Kangas, J., Leskinen, P. 2017. Indicators and tools for assessing sustainability impacts of the forest bioeconomy. *Forest Ecosystems*, 4: 2.
- Kauter, D., Lewandowski, I., Claupein, W. 2003. Quantity and quality of harvestable biomass from *Populus* short rotation coppice for solid fuel use — a review of the physiological basis and management influences. *Biomass and Bioenergy*, 24: 411-427.
- Keeley, J.E., Pausas, J.G., Rundel, P.W., Bond, W. J., Bradstock, R.A. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16, 406-411.
- Kitzberger, T., Veblen, T.T. 1999. Fire-induced changes in northern Patagonian landscapes. *Landscape Ecology*, 14: 1-15.
- Kitzberger, T., Veblen, T.T., Villalba, R. 1997. Climatic influence on fire regimes along a rain-forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Biogeography*, 24: 35-47.
- Klasnja, B., Kopitovic, S., Orlovic, S. 2010. Wood and bark of some poplar and willow clones as fuelwood. *Biomass and Bioenergy*, 23: 427-432.
- Klemperer W.D. 1996. *Forest Resource Economics and Finance*. New York, USA. McGraw Hill.
- Kobayashi, S., Turnbull, J.W., Toma, T., Mori, T. Majid, N.M.N.A. 1999. Rehabilitation of degraded tropical forest ecosystems: workshop proceedings, Bogor, Indonesia.
- Kumar, R., Chandrashekar, K. K. P. N., Mohan, S. 2010. Effect of tree-age on calorific value and other fuel properties of *Eucalyptus* hybrid. *Journal of Forest Research*, 21: 10-11.

- Laclau, P., Pozo, L., Huerta, G., Andenmatten, E., Letourneau, F. 2002. Rentabilidad de la forestación con pino ponderosa (*Pinus ponderosa* (Dougl.) Laws) en el noroeste de la Patagonia, Argentina. *Bosque*, 23:21-35.
- Laclau P. 1997. Los ecosistemas forestales y el hombre en el sur de Chile y Argentina. *Boletín Técnico Fundación Vida Silvestre* (34).
- Laclau P. 2002. Evaluación financiera del manejo de bosques de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Fundación Vida Silvestre Argentina y Fundación Turner. Proyecto conservación de la biodiversidad de bosques de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*).
- Lal, M., Singh, R. 2000. Sustainable forestry as a source of bio-energy for fossil fuel substitution. Pp 281-299 en Innes J., Beniston M., Verstraete M. M. (eds.). *Biomassburning and its inter-relationships with the climate system*.
- Landesmann, J.B. 2016. Refugios de fuego de *Austrocedrus chilensis* y su función en la expansión del bosque sobre el matorral en el noroeste de la Patagonia. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Landesmann, J.B., Gowda, J.H., Kitzberger, T. 2016. Temporal shifts in the interaction between woody resprouters and an obligate seeder tree during a post-fire succession in Patagonia. *Journal of Vegetation Science*, 1-11.
- Lara, A., Reyes, R., Urrutia, R. 2013. Bosques nativos. en Centro de Análisis de Políticas Públicas, Universidad de Chile eds. *Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile 2013*. Nova Graf, Santiago, Chile.
- Lencinas, M.V., G. Martínez Pastur, J.M. Cellini, R. Vukasovic, P.L. Peri, C. Fernández. 2002. Incorporación de la altura dominante y la calidad de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted. *Bosque* 23(2): 5-17.

- Letourneau, F., Andenmatten, E., Schlichter, T. 2004. Effect of climatic conditions and tree size on *Austrocedrus chilensis*-shrub interactions in northern Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 191: 29-38.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Löhmus, A., Baker, S.C., Bauhus J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A., Gustafsson, L. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters*, 5: 421-431.
- Liu Y, Li J, Zhang, H. 2012. An ecosystem service valuation of land use change in Taiyuan City, China. *Ecological Modelling*, 225:127-132
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being: Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., EEUU.
- Martínez-Pastur, G., Fernandez, C., Boyeras, F., Alloggia, M. 1995. Estimación de la producción para Ñire en Tierra del Fuego: 2. Ecuaciones estándar de volumen. *Actas IV Jornadas Forestales Patagónicas*. 24-27 octubre, San Martín de los Andes, Argentina.
- Martínez-Pastur G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Garcia Llorente, M., Martin Lopez, B. 2016. Spatial patterns of cultural ecosystem services provision in Southern Patagonia. *Landscape Ecology*, 31: 383-399.
- Martínez-Pastur G., Peri, P.L., Huertas Herrera, A., Schindler, S., Diaz Delgado, R., Lencinas, M.V., Soler Esteban, R.M. 2017. Linking potential biodiversity and three ecosystem services in silvopastoral managed forest landscapes of Tierra del Fuego, Argentina. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13: 1-11.
- Mermoz, M., Kitzberger, T., Veblen, T.T. 2005. Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in patagonian forests and shrublands. *Ecology*, 86: 2705-2715.

- Morales, J.M., Mermoz, M., Gowda, J.H., Kitzberger, T. 2015. A stochastic fire spread model for north Patagonia based on fire occurrence maps. *Ecological Modelling*, 300: 73-80.
- Mroz, G.M., Frederick, D.J., Jurgensen, M.F. 1985. Site and fertilizers effect on northern hardwood stump sprouting. *Canadian Journal of Forest Research*, 535-543.
- Nacif, M.E. 2016. Efecto del manejo y de los cambios ambientales sobre la interacción entre plantas e insectos herbívoros del bosque andino-patagónico. Tesis Licenciatura en Ciencias Biológicas. San Carlos de Bariloche, Argentina. Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue..
- Nadelhoffer, K.J. Aber, J.D., Melillo, J.M. 1983. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in Southern Wisconsin (U.S.A.) *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 12-21.
- Navarro Cárcamo, C., Herrera, M. A., Aranda, F.D., Donoso, P.J. 2010. Evaluación de la rentabilidad del manejo en bosques secundarios de canelo (*Drimys winteri*) en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Bosque*, 31: 209-218.
- Neke, K.S., Owen-smith, N., Witkowski, E.T.F. 2006. Comparative resprouting response of Savanna woody plant species following harvesting: the value of persistence. *Forest Ecology and Management*, 232: 114-123.
- Nelson, E.J., Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S. Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M. 2009. Modeling Multiple Ecosystem Services, Biodiversity Conservation, Commodity Production, and Tradeoffs at Landscape Scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 4-11.
- Ngangyo Heya, M., Foroughbahchik Pournavab, R., Carrillo Parra, A., Rutiaga Quiñones, J.G., Zelinski, V., Pintor-Ibarra, L.F. 2016. Calorific Value and Chemical Composition of Five Semi-Arid Mexican Tree. *Forests*, 7.

- Ngangyo Heya, M., Foroughbakhch Pournavab, R., Carrillo Parra, A., Zelinski, V., Salas Cruz, L.R. 2019. Elemental Composition and Flue Gas Emissions of Different Components from Five Semi-Arid Woody Species in Pyrolysed and Non-Pyrolysed Material. *Sustainability*, 11: 1245.
- Nuñez, C.I., Raffaele, E., Nuñez, M.A., Cuassolo, F. 2009. When do nurse plants stop nursing? Temporal changes in water stress levels in *Austrocedrus chilensis* growing within and outside shrubs. *Journal of Vegetation Science*, 20, 1064-1071.
- Oddi, F.J., Goldenberg, M.G., Cardoso, Y., Garibaldi, L.A. 2019. Manejo de matorrales y bioenergía. VII Jornadas y IV Congreso argentino de ecología de paisajes. 8-12 octubre, Cipolleti, Argentina.
- Oddi, F.J. 2018. Fire regime. In: *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. Springer, Switzerland.
- Oliveira, N., Rodríguez-soalleiro, R., Pérez-cruzado, C., Cañellas, I., Sixto, H., Ceulemans, R., 2018. Above- and below-ground carbon accumulation and biomass allocation in poplar short rotation plantations under Mediterranean conditions. *Forest Ecology and Management*, 428: 57-65.
- Osman K. T. 2013. *Forest Soils*. Springer, Switzerland.
- Panwar, N.L., Kaushik, S.C., Kothari, S. 2011. Role of renewable energy sources in environmental protection : A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15: 1513-1524.
- Pellizzaro, G., Duce, P., Ventura, A., Zara, P. 2007. Seasonal variations of live moisture content and ignitability in shrubs of the Mediterranean Basin. *International Journal of Wildland Fire*, 16: 633-641.
- Pérez-Devesa M., Cortina J., Vilagrosa A., Vallejo R. 2008. Shrubland management to promote

- Quercus suber* L. establishment. *Forest Ecology and Management*, 255:374-382.
- Peri, P.L., Dube, F., Varella. A. 2016. *Silvopastoral Systems in Southern South America*, Springer, Switzerland.
- Peri, P.L., López, D.R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y.M., Martinez-Pastur, G.J. 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13: 105-118.
- Peterson, G.D., 2002. Contagious disturbance, ecological memory, and the emergence of landscape pattern. *Ecosystems*, 5: 329-338.
- Pinheiro, J. Bates D., DebRoy S., Sarkar D., Team R. C. 2017. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. <https://cran.r-project.org/package=nlme>.
- Pinheiro, J. 2018. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-137, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Potschin, M.B., Haines-Young, R.H. 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35: 575-594.
- Přemyslovská, E., Šlezingerová, J., Rybníček, M., Gryc, V., Vavrčík, H. Praus, L. 2007. Basic density of wood in different forest type. *Proceedings of International Scientific Conference Bioclimatology and Natural Hazards*, Poľana nad Detvou, Slovakia.
- Price, C. 2011. Optimal rotation with declining discount rate. *Journal of Forest Economics* 17: 307-318.
- Price, C. 1997. Twenty-five years of forestry cost-benefit analysis in Britain. *Forestry* 70: 171-189.
- Purohit, A.N., Nautiyal, A.R. 1984. Fuelwood value index of indian mountain tree. *International Tree Crops Journal*, 37-41.
- Quinteros, P., Hansen, N. and Kutschker, A. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de

- ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecologia Austral*, 20: 225-234.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raffaele E., Veblen T.T. 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 9: 693-698.
- Ragland, K. W., Aerts, D. J., Service, U. F. 1991. Properties of Wood for Combustion Analysis. *Bioresources Technology*, 37: 161-168.
- Regos A., Aquilue´ N., López I., Codina M., Retana J. Brotons, L. 2016. Synergies Between Forest Biomass Extraction for Bioenergy and Fire Suppression in Mediterranean Ecosystems: Insights from a Storyline-and-Simulation Approach. *Ecosystems*, 19: 786-802.
- Reque, J.A., Sarasola, M., Elena, M. 2007. Caracterización silvícola de ñirantales del norte de la Patagonia para la gestión forestal sostenible. *Bosque*, 28: 33-45.
- Roig, S. del Río, M., Cañellas, I., Monteroet, G. 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecology and Management*, 206: 179-190.
- Rothe, A, Moroni, M., Neyland, M., Wilnhammer, M. 2015. Current and potential use of forest biomass for energy in Tasmania. *Biomass and Bioenergy*, 80: 162-172.
- Rusch V.E., Lantschner, M.V. 2015. La biodiversidad. Pp. 70-92 en L Chauchard, MC Frugoni, C Nowak (eds.) *Manual de Buenas Prácticas para el manejo de plantaciones forestales en el noroeste de la Patagonia*. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Rusch, V.E. Rusch, G.M., Goijman, A.P., Varela, S.A., Claps, L. 2017. Ecosystem services to support environmental and socially sustainable decision-making. *Ecologia Austral*, 27:

162-176.

- Rusch, V., Sarasola, M., Schlichter, T. 2005. Indicadores de Biodiversidad en Bosques Nothofagus. IDIA XXI Forestales, INTA, 5(8):8-14.
- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R. 2005. Evaluating ecosystem services on farmland: a novel, experimental, 'bottom-up' approach. Proceedings of the 15th International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM) Organic World Congress, Adelaide, Australia.
- Serapiglia, M.J., Gouker, F.E., Smart, L.B. 2014. Early selection of novel triploid hybrids of shrub willow with improved biomass yield relative to diploids. BMC Plant Biology, 14:74
- SAyDS. 2010. Información por provincia de la Ley N^o 26.331 Río Negro. Ley provincial N^o4.552.
- Sayer, E.J. 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 81: 1-31.
- Schlichter, T., Laclau, P. 1998. Ecotono estepa-bosque y plantaciones forestales en la Patagonia norte. Ecologia Austral, 8: 285-296.
- Senelwa, K., Sims, R. E. H. 1999. Fuel characteristics of short rotation forest biomass. Biomass and Bioenergy, 17.
- Sil, A., Fernandes, P.M., Rodrigues, A.P., Alonso, J.M. Honrado, J.P., Perera, A., Azevedo, J. 2019. Farmland abandonment decreases the fire regulation capacity and the fire protection ecosystem service in mountain landscapes. Ecosystem services, 2212-0416.
- Singh, B., Khanduja, S.D. 1984. Wood Properties of Some Firewood Shrubs in Northern India. Biomass and Bioenergy, 4: 235-238.
- Skovsgaard, J.P., Vanclay, J.K. 2008. Forest site productivity: A review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. Forestry, 81: 13-31.

- Solórzano Naranjo, S. 2017. Herramienta para negocios sustentables en biomasa forestal región de Aysén. Informe Técnico N° 214.
- Spellerberg, I. A. N. F., Fedor, P.J. 2003. A tribute to Claude Shannon (1916 - 2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the “Shannon-Wiener” index’. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 177-179.
- Speziale, K.L., Ruggiero, A., Ezcurra, C. 2010. Plant species richness-environment relationships across the Subantarctic-Patagonian transition zone. *Journal of Biogeography*, 37: 449-464.
- Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe—temperate zone. *Journal of Environmental Management*, 67: 55-65
- Steffan-Dewenter, I., Kessler, M., Barkmann, J., Bos, M.M., Buchori, D., Erasmi, S., Faust, H., Gerold, G., Glenk, K., Gradstein, S.R., Guhardja, E., Harteveld, M., Hertel, D., Hohn, P., Kappas, M., Kohler, S., Leuschner, C., Maertens, M., Marggraf, R., Migge-Kleian, S., Moge, J., Pitopang, R., Schaefer, M., Schwarze, S., Sporn, S.G., Steingrebe, A., Tjitrosoedirdjo, S.S., Tjitrosoedirdjo, S., Twele, A., Weber, R., Woltmann, L., Zeller, M., Tschardt, T. 2007. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 4973-4978.
- Sterman, J.D., Siegel, L., Rooney-varga, J.N. 2018. Does replacing coal with wood lower CO₂ emissions? Dynamic lifecycle analysis of wood bioenergy. *Environmental Research Letters*, 13: 015007.
- Tejera, L., Davel, M.M. 2004. Establecimiento de pino oregon en patagonia, *Patagonia forestal*, 9-12.

- Tiribelli, F., Kitzberger, T., Manuel, J. 2018. Changes in vegetation structure and fuel characteristics along post-fire succession promote alternative stable states and positive fire-vegetation feedbacks. *Journal of Vegetation Science*, 1-11.
- Trentini, C.P. Campanello, P.I., Villagra, M., Ritter, L.J., Ares, A., Goldstein, G. 2017. Thinning of loblolly pine plantations in subtropical Argentina: Impact on microclimate and understory vegetation. *Forest Ecology and Management*, 384: 236-247.
- Valencia Manzo, S., Vargas Hernandez, J. 1997. Método empírico para estimar la densidad básica en muestras pequeñas de madera. *Madera y Bosques*, 3: 81-87.
- Veblen T.T., Lorenz D.C. 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in northern Patagonia. *Vegetatio*, 71: 113-126.
- Veblen T.T., Lorenz D.C. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone in northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers*, 78: 93-111.
- Vesterdal, L. Dalsgaard, M., Felby, C., Raulund-Rasmussen, K., Jørgensen, B.B. 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 77: 1-10.
- Vila, M., Terradas, J. 1995. Effects of nutrient availability and neighbours on shoot growth, re-sprouting and flowering of *Erica multiflora*. *Journal of Vegetation Science*, 411-416.
- Wibe, S. 2012. Carbon dioxide emissions from wood fuels in Sweden 1980-2100. *Journal of Forest Economics*, 18: 123-130.
- Willebrand, E.V.A., Ledin, S. 1993. Willow coppice systems in short rotation forestry : effects of plant spacing , rotation length and clonal composition on biomass production. *Biomass and Bioenergy*, 4: 323-331.
- Wirth, C., Schumacher, J., Schulze, E. 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe — a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology*, 121-139.

- Zhao, D., Borders, B., Wilson, M. 2004. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the lower Mississippi alluvial valley. *Forest Ecology and Management*, 199: 307-322.
- Zuur, A.F., Leno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith G.M. 2009. *Mixed Effect Models and Extentions in Ecology with R*. Springer, Switzerland.

Apéndice

Capítulo 3

Cuadro A3.1. Descripción de la estructura remanente de las parcelas para los tres sitios (alta, media y baja calidad) después de la intervención, incluidas las parcelas de control (es decir, sin cosecha) en cada sitio. * valor de $p < 0,05$, ** valor de $p < 0,01$, después de la prueba ANOVA, $\alpha = 0,05$ para el efecto cosecha en cada parámetro de la estructural del matorral.

Sitio	Cosecha (%)	Densidad de plantas remanentes (pl ^o ha ⁻¹) **	Densidad de plantas rebrotando (pl ^o ha ⁻¹) **	Densidad de pies remanentes (n ^o ha ⁻¹) *	Área basal (m ² ha ⁻¹) **	Leña (m ³ ha ⁻¹) **
Baja	0	2475	0	37129	33,5	0
	30	2829	1212	30057	26,2	8,5
	50	2122	2121	12730	15,9	13,3
	70	1194	2786	9351	7,31	6,2
Media	0	4376	0	8554	34,8	0
	30	1392	598	5073	17,4	35,9
	50	995	995	5073	13,4	63,8
	70	1492	3481	3083	18,3	133,6
Alta	0	4078	0	9847	47,9	0
	30	3581	1535	7161	32,6	86,8
	50	1591	1592	1691	23,9	159,1
	70	1989	4642	4277	12,7	202,6

Cuadro A3.2. Importancia relativa de cada parámetro (que suma los "pesos de Akaike" sobre todos los modelos que incluyen la variable explicativa) en el modelo completo. Cosecha = tratamiento como una variable continua, Cosecha² = cuadrado de tratamiento como una variable continua, Sitio = factor con tres niveles.

Especies	Predictores	Variables respuesta				
		A - MAI	DB - MAI	VT - MAI	n	VP - MAI
		Estimado				
<i>N. antarctica</i>	Cosecha	0,48	0,71	0,84	0,39	0,51
	Cosecha ²	0,49	0,71	0,84	0,44	0,75
	Sitio	1	1	1	0,11	0,39
	Cosecha * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04
	Cosecha ² * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
<i>S. patagonicus</i>	Cosecha	0,22	0,47	0,42	0,76	0,52
	Cosecha ²	0,18	0,54	0,42	0,71	0,38
	Sitio	0,77	0,86	0,99	0,21	0,2
	Cosecha * Sitio	0,02	0,03	0,07	0,02	<0,01
	Cosecha ² * Sitio	0,01	0,03	0,07	0,03	<0,01
<i>L. hirsuta</i>	Cosecha	0,13	0,16	0,06	0,45	0,41
	Cosecha ²	0,13	0,16	0,15	0,59	0,56
	Sitio	0,16	0,14	0,31	0,25	0,09
	Cosecha * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Cosecha ² * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<i>D. juncea</i>	Cosecha	0,53	0,42	0,42	0,98	0,51
	Cosecha ²	0,41	0,6	0,62	0,96	0,51
	Sitio	0,05	0,13	0,09	0,96	0,1
	Cosecha * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	0,2	<0,01
	Cosecha ² * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	0,3	<0,01
<i>E. coccineum</i>	Cosecha	0,05	0,53	0,32	0,46	0,14
	Cosecha ²	0,05	0,33	0,24	0,24	0,13
	Sitio	0,59	0,07	0,31	0,63	0,08
	Cosecha * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	0,40	<0,01
	Cosecha ² * Sitio	<0,01	<0,01	<0,01	0,18	<0,01

Cuadro A3.3. Coeficientes de efecto fijo a partir de modelos mínimos adecuados después de la inferencia multi-modelo. El guion indica todos los parámetros que no se incluyeron en el modelo AIC seleccionado (función de clasificación AIC). Cosecha = tratamiento como variable continua, Cosecha² = cuadrado de tratamiento como una variable continua, Media y Baja = nivel de calidad del sitio con tres niveles. *N. antarctica* fue la única especie presente en el sitio de baja calidad.

Especies	Predictores	Variables respuesta				
		A - MAI	DB - MAI	VT - MAI	n	VP - MAI
		Estimado				
<i>N. antarctica</i>	Intercept	29,73	5,56	30,70	5,48	355,92
	Cosecha	-	-0,12	-0,88	-0,14	-15,81
	Cosecha ²	2,1e-3	1,3e-3	0,01	1,4e-3	0,23
	Medio	-3,60	3,39	-0,23	-	61,20
	Bajo Sitio	-21,86	-0,48	-7,74	-	246,26
	Cosecha * Media	-	-7,7e-3	-	-	-0,86
	Cosecha * Baja	-	-0,02	-	-	-7,02
	Cosecha ² * Media	-	-	-1,1e-3	-	-
	Cosecha ² * Baja	-	-	-2,7e-3	-	-
<i>S. patagonicus</i>	Intercept	24,56	2,96	-1,43	-2,72	-1071,17
	Cosecha	0,12	-	0,41	0,22	53,66
	Cosecha ²	-	2,5e-4	-	-2e-3	-0,51
	Medio	-7,72	-0,62	4,45	4,18	1130,7
	Cosecha * Media	-	-	-0,28	-0,20	-55,48
	Cosecha ² * Media	-	-	-	2,1e-3	0,57
<i>L. hirsuta</i>	Intercept	-	-	122,53	1,71	-29,66
	Cosecha	-	-	-3,35	-	-
	Cosecha ²	-	-	2,8e-2	3,67e-4	0,17
	Medio	-	-	-34	0,32	-
	Cosecha * Media	-	-	-	-	-
	Cosecha ² * Media	-	-	5,8e-3	-	-
<i>D. juncea</i>	Intercept	31,58	2,10	6,96	-2,33	-44,32
	Cosecha	0,38	0,05	-	0,21	-
	Cosecha ²	-	-	9,7e-3	-2e-3	0,17
	Medio	-	-	-	2,26	-
	Cosecha * Media	-	-	-	-0,15	-
	Cosecha ² * Media	-	-	-	1,7e-3	-
<i>E. coccineum</i>	Intercept	27,48	2,39	5,70	3,78	248,30
	Cosecha	0,44	9,7e-3	0,11	-0,02	-1,71
	Cosecha ²	3,79e-3	-	-	-	-
	Medio Sitio	-9,85	-	-4,39	-2,78	-331,71
	Cosecha * Media	-	-	-	0,05	5,17
	Cosecha ² * Media	-	-	-	-	-

* Cuando fue necesaria la varianza se modeló (función *VarIdent* () y *VarPower* ()), y se utilizaron distribuciones binomial y poisson negativas para distribuciones no normales (n) con "*glm*". IMA = incremento medio anual.

Cuadro A3.4. Matriz de correlación para las dimensiones de los tallos, número de tallos por tocón y volumen de la planta.

Especies		VT - IMA	n	VP -IMA
<i>N. antarctica</i>	VT - IMA	1,00	-0,36	0,60
	n		1,00	0,34
	VP -IMA			1,00
<i>S. patagonicus</i>	VT - IMA	1,00	-0,05	0,57
	n		1,00	0,76
	VP -IMA			1,00
<i>L. hirsuta</i>	VT - IMA	1,00	-0,03	0,39
	n		1,00	0,84
	VP -IMA			1,00
<i>D. juncea</i>	VT - IMA	1,00	0,25	0,91
	n		1,00	0,57
	VP -IMA			1,00
<i>E. coccineum</i>	VT - IMA	1,00	-0,09	0,52
	n		1,00	0,79
	VP -IMA			1,00

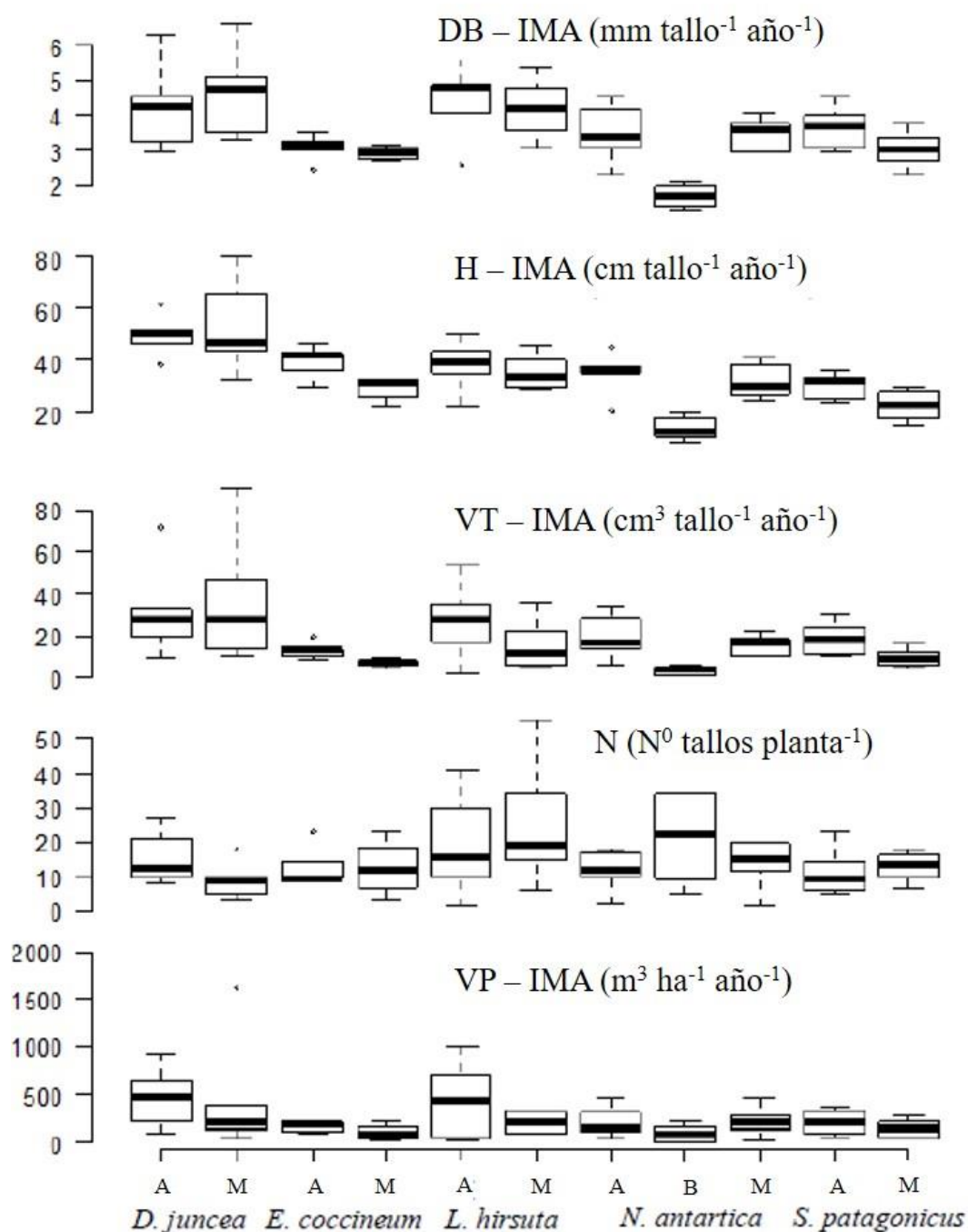


Figura A3.1. Diagramas de caja para diferentes componentes de productividad de biomasa que compara especies en cada sitio donde estaban presentes, incluidos todos los tratamientos de cosecha. A: sitio de alta calidad; M: sitio de media calidad; B: sitio de baja calidad.

Cuadro A3.6. Coeficientes de efectos fijos e intervalos de confianza para las variables independientes seleccionadas después de la inferencia multi-modelo para todas las combinaciones posibles (función de clasificación AIC). Variables predictivas: Cosecha = tratamiento como una variable continua, Cosecha² = cosecha al cuadrado, alta y baja = nivel de calidad del sitio con tres niveles. La producción de biomasa (BV - MAI; m³ ha⁻¹ año⁻¹) es la variable dependiente. La varianza se modeló con la función *VarIdent()* como una función del sitio.

Predictores	Estimado	IC inferior	IC superior
Intercepto	0,62	-1,36	2,63
Cosecha	-0,06	-0,11	-0,01
Prod Alta	0,25	-2,16	2,66
Prod Baja	0,82	-0,89	2,53
Cosecha ²	1,21e-3	5,1e-4	1,91e-3
Cosecha ² *Alta	-3,56e-5	-7,85e-4	7,14e-4
Cosecha ² *Baja	-5,46e-4	-1,01e-3	-1,29e-5

Capítulo 5

Cuadro A5.1. Coeficientes de efecto fijo a partir de modelos mínimos adecuados después de inferencia multi-modelo. En gris, todos los parámetros que no se incluyeron en el modelo AIC seleccionado (función de clasificación AIC). El guión (-) indica que no evalué el predictor específico (fila) para el indicador (columna). Cosecha = tratamiento como variable continua. Cosecha² = tratamiento al cuadrado. Primavera = temporada como factor con dos niveles, Año2 = año como factor con dos niveles. Prod = nivel de calidad del sitio con tres niveles (alta, media y baja)

	Cobertura	Riqueza*	Shannon	Hojarasca	Cob. aerea
Intercept	25,17	6,02	1,35	58,71	12.756
Año2	10,95	5,25	0,47	-11,42	-
Primavera	-9,41	4,97	0,37	13,98	-
Highprod	-15,09	-1,09	-0,25	11,09	
Bajaproduct	24,03	2,90	0,51	-16,52	
Cosecha ²	-0,01	<0,01	<0,01	-	-
Cosecha	0,72	0,16	<0,01	-0,51	-92,71
Año2:Primavera	11,92	-3,00	-0,37	-11,68	-
Año2:Altaproduct	5,21	-1,68	-0,27	-4,86	-
Año2:Bajaproduct	-6,20	-1,66	-0,24	8,41	-
Año2:T2	<0,01	<0,01	<0,01	-	-
Año2:Cosecha		-0,05		0,16	-
Primavera:Altaproduct	8,61	-2,16	-0,15	-8,33	-
Primavera:Bajaproduct	7,07	-3,29	-0,19	-0,65	-
Primavera:T2	<0,01		<0,01	-	-
Primavera:Cosecha		-0,04	-0,01		-
Altaproduct:T2	<0,01		<0,01	-	-
Bajaproduct:T2	0,01		<0,01	-	-
Altaproduct:Cosecha	0,51	0,03			
Bajaproduct:Cosecha	-0,77	-0,09			
Año2:Primavera:Altaproduct	-8,04	2,88	0,45		-
Año2:Primavera:Bajaproduct	-29,69	2,50	0,31		-
Año2:Primavera: Cosecha ²	<0,01			-	-
Año2:Altaproduct: Cosecha ²	-0,01			-	-
Año2:Bajaproduct: Cosecha ²	<0,01			-	-
Primavera:Altaproduct: Cosecha ²	<0,01		<0,01	-	-
Primavera:Bajaproduct: Cosecha ²	<0,01		<0,01	-	-
Año2:Primavera:Altaproduct: Cosecha ²	0,01			-	-
Año2:Primavera:Bajaproduct: Cosecha ²	0,01			-	-
Año2:Altaproduct:Cosecha		-0,01			-
Año2:Bajaproduct:Cosecha		-0,03			-
Primavera:Altaproduct:Cosecha		0,01			-
Primavera:Bajaproduct:Cosecha		0,09			-

* La varianza fue modelada con la función *varIdent()*.

Cuadro A5.2. Coeficientes de efecto fijo a partir de modelos mínimos adecuados después de inferencia multi-modelo. En sombreado, todos los parámetros que no se incluyeron en el modelo AIC seleccionado (función de clasificación AIC). El guión (-) indica que no evalué el predictor específico (fila) para el indicador (columna). Cosecha = tratamiento como variable continua. Cosecha2 = tratamiento al cuadrado. Fecha = fecha de muestreo a fines del verano como factor con cuatro niveles. Prod = nivel de calidad del sitio con tres niveles.

	HCV*	Continuidad combustibles	de
(Intercept)	136,77		34,48
Fecha2	-2,14	-	
Fecha3	2,76	-	
Fecha4	-7,03	-	
Mediaprod	-11,19		1,08
Altaprod	19,48		9,37
Cosecha	-0,18		-0,31
Muestramixta	24,59	-	
Cosecha:Mediaprod			
Cosecha:Altaprod			
Cosecha:Muestramixta		-	
Fecha2:Mediaprod	7,98	-	
Fecha3:Mediaprod	4,38	-	
Fecha4:Mediaprod	11,36	-	
Fecha2:Altaprod	7,75	-	
Fecha3:Altaprod	3,60	-	
Fecha4:Altaprod	20,93	-	
Fecha2:Muestramixta	1,97	-	
Fecha3:Muestramixta	-4,92	-	
Fecha4:Muestramixta	-8,71	-	

* Se usó la distribución gamma para modelar el indicador usando la función *glmer()*.

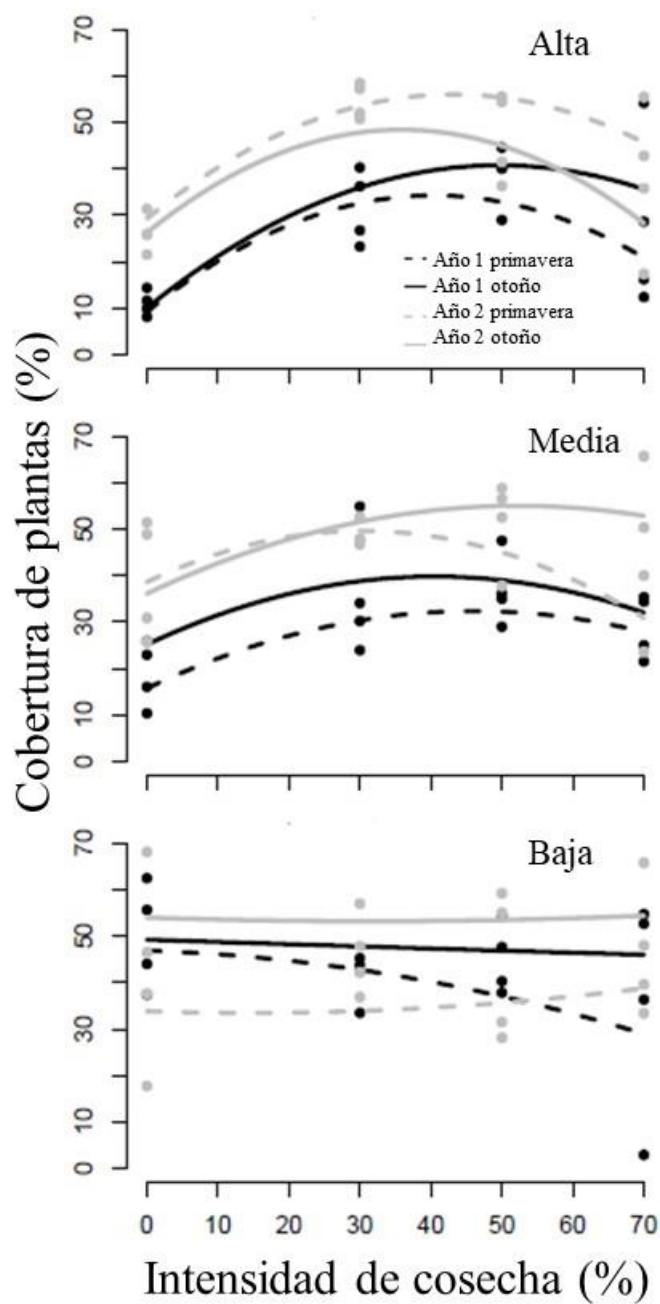


Figura A5.1. Efecto de la intensidad de cosecha en cobertura vegetal para tres sitios (alta, media y baja calidad), en dos años y estaciones diferentes.

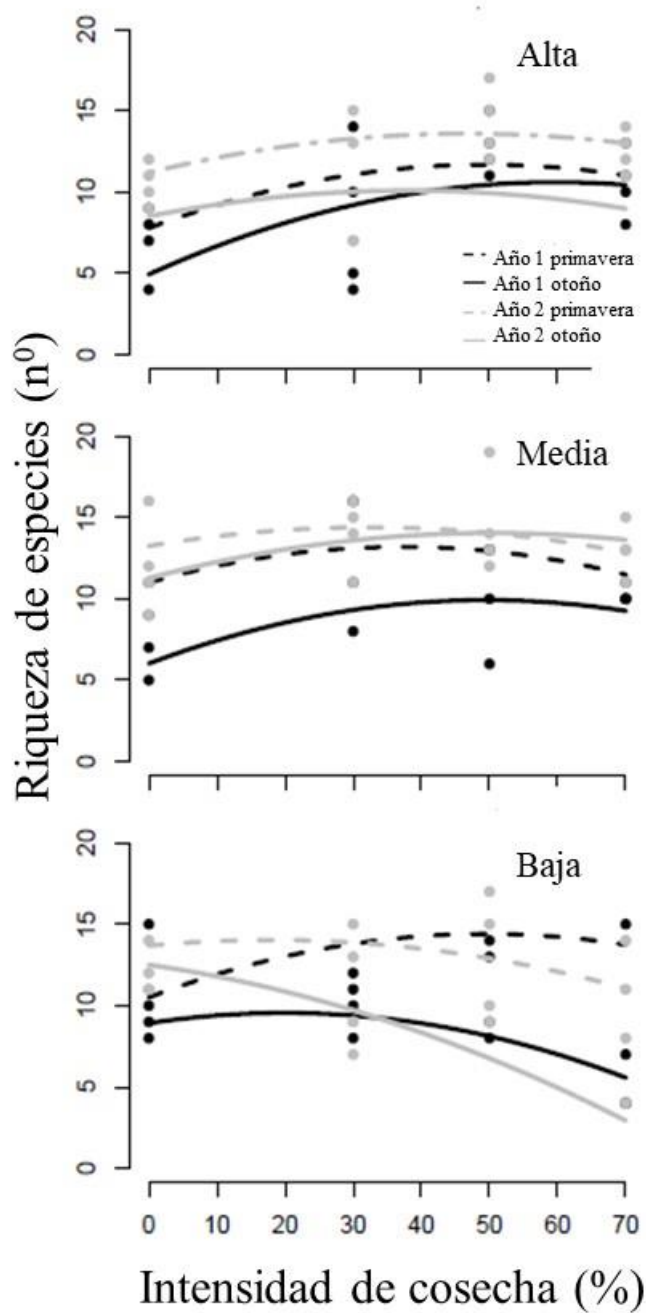


Figura A5.2. Efecto de la intensidad de cosecha en la riqueza de especies para tres sitios (alta, media y baja calidad) en dos años y estaciones diferentes.

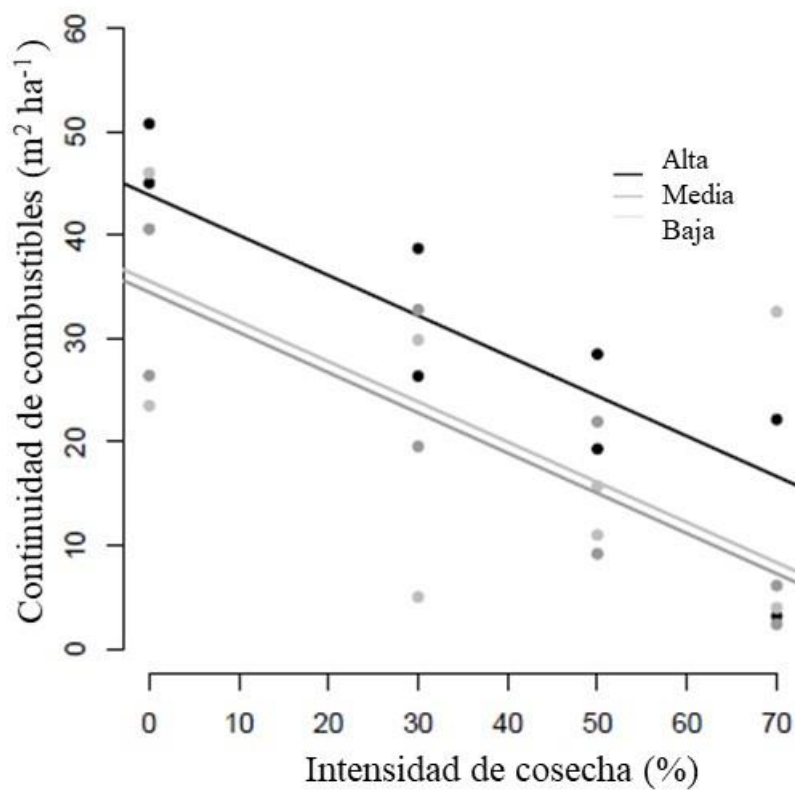


Figura A5.3. Efecto de la intensidad de cosecha en la continuidad horizontal del combustible para tres sitios (alta, media y baja calidad).

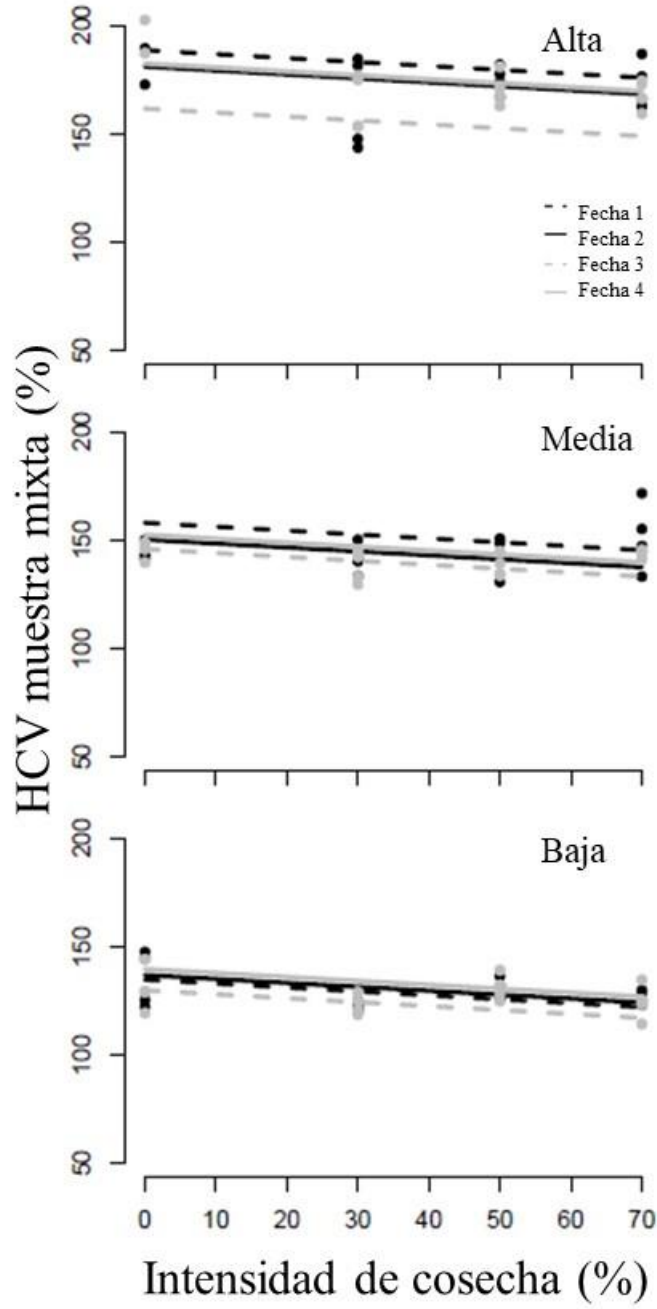


Figura A5.4. Efecto de la intensidad de cosecha en HCV para muestras mixtas para los tres sitios (alta, media y baja calidad), incluidas las cuatro fechas de verano analizadas.

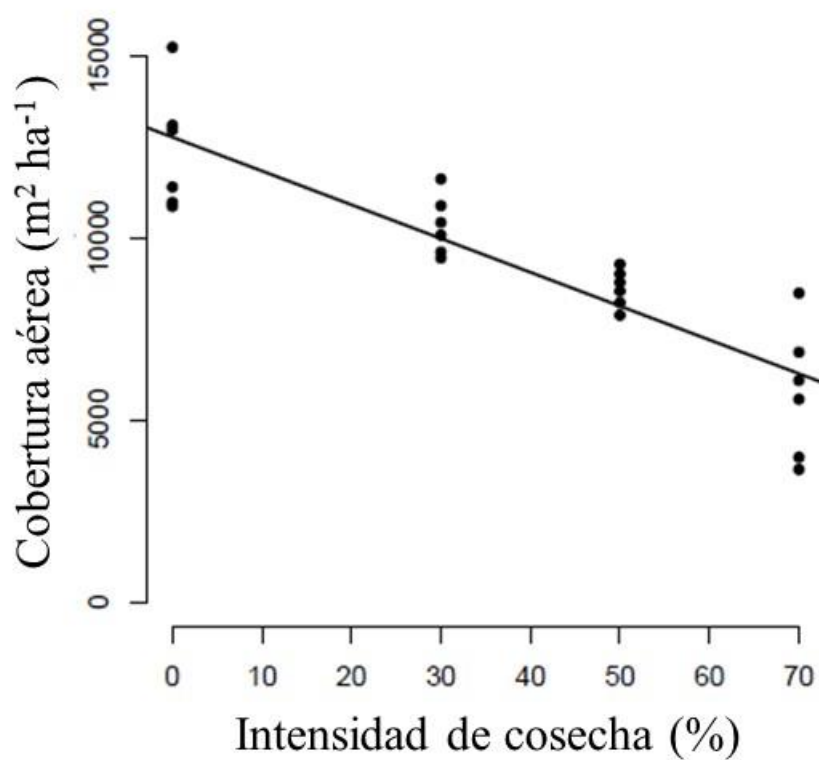


Figura A5.5. Efecto de la intensidad de cosecha sobre la cobertura aérea total para los tres sitios (alta, media y baja calidad).